

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Biologie



Hana Pechmanová

Suplementace kachny divoké a jejich vliv na volně žijící populace

Supplementations of the Mallard and their impact on wild populations

Bakalářská práce

Školitel: doc. RNDr. Petr Musil, Ph.D.

Praha, 2012

Poděkování:

Na tomto místě bych velmi ráda poděkovala doc. RNDr. Petru Musilovi, Ph.D. za jeho cenné rady a připomínky, i všem ostatním, kteří mi byli oporou a rádci.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 27. srpna 2012

.....

Abstrakt

Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*) je velmi oblíbeným druhem pernaté zvěře. V mnoha státech, především v Evropě a Severní Americe, se stal krotký odchov kachen divokých a jejich vypouštění běžnou praxí mysliveckého managementu. Cílem těchto suplementací je navýšení možností lovu tohoto druhu. Každoročně jsou tak vypuštěny přes tři miliony jedinců. Cílem této práce je zhodnocení a přehled možných vlivů vypouštěných jedinců kachny divoké na volně žijící populace tohoto druhu. Suplementace kachny divoké představují hrozbu pro genetickou identitu a variabilitu volně žijících populací a potenciálně tak mohou vést ke změnám morfologie i behaviorálních projevů. Chovy mohou být možným zdrojem mnohých patogenů, suplementace tak mohou vést k přenosu těchto patogenů mezi volně žijící populace. Výše zmíněné faktory tak mohou potenciálně ovlivňovat fitness a populační dynamiku volně žijících populací kachen divokých. Krátce je zmíněn i vliv na ostatní druhy a okolní prostředí. Této problematice nebyla doposud věnována dostatečná pozornost. Ke zhodnocení, do jaké míry k těmto procesům doopravdy dochází, jsou tedy zapotřebí další studie a důkladný monitoring.

Klíčová slova: kachna divoká, restocking, introgrese, genetická identita, morfologie, odchov v zajetí, populační dynamika, přenos patogenů

Abstract:

The Mallard (*Anas platyrhynchos*) is quite a popular game bird species. In many states, particularly in Europe and North America, captive-rearing and releasing of mallards has become common practice in wildlife management. The aim of these supplementations is to boost the size of hunted populations. More than three million Mallards are released each year. This paper aims to summarize and assess the potential effects of captivity-reared Mallards on the wild populations. Supplementations of mallards pose a threat to the genetic identity and variability of wild populations and may potentially lead to morphological and behavioral changes. Breeding facilities can be source of many pathogens, so supplementations may lead to transmission of these pathogens into wild populations. All the factors mentioned above may thus affect the fitness and population dynamics of wild Mallards. This paper also briefly considers how the releases can affect other species and the environment. This issue is not well studied so more studies and appropriate monitoring are needed for an assessment of the rate of these processes.

Key words: Mallard, restocking, introgression, genetic identity, morphology, captive-rearing, population dynamics, pathogen transmission

Obsah

| | |
|--|----|
| Úvod..... | 5 |
| 1. Kachna divoká (<i>Anas platyrhynchos</i>) | 6 |
| 1.1. Charakteristika druhu..... | 6 |
| 1.2. Početnost kachny divoké..... | 8 |
| 2. Lov a management kachny divoké | 10 |
| 2.1. V Evropě | 12 |
| 2.1.1. V České republice | 13 |
| 2.2. V Severní Americe..... | 14 |
| 2.3. V dalších oblastech rozšíření | 16 |
| 3. Vliv suplementací na volně žijící populace kachny divoké..... | 16 |
| 3.1. Přežívání a reprodukční úspěšnost vypouštěných jedinců..... | 17 |
| 3.2. Genetické změny..... | 19 |
| 3.3. Morfologické změny | 22 |
| 3.4. Změny chování..... | 24 |
| 3.5. Přenos patogenů | 25 |
| 3.6. Vliv na populační dynamiku..... | 27 |
| 4. Vliv na ostatní druhy vodních ptáků a jejich prostředí | 30 |
| Závěr | 33 |
| Seznam literatury | 34 |

Úvod

Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*) je velmi rozšířeným a početným druhem a také oblíbeným objektem lovu. Pokles početnosti populací kachny divoké a snaha o udržení či navýšení loveckých možností vedly v mnoha státech světa, především v Evropě a Severní Americe, k suplementacím volně žijících populací, tj. k zakládání umělých odchovů kachen divokých a jejich vypouštění do volné přírody mezi divoké populace, mnohdy v masivních měřítkách. Celosvětově jsou tak mezi volně žijící populace každoročně vypuštěny více jak 3 miliony jedinců kachny divoké z farmových odchovů (Champagnon et al. 2011). Suplementace s úmyslem zvýšit lovecké příležitosti nebo udržovat početnost intenzivně využívaných druhů jsou běžnou praxí například také u lososovitých ryb, jehličnatých stromů nebo u mnoha druhů pernaté zvěře – koroptví či bažanta (Laikre et al. 2006). Pozornost však byla doposud věnována především suplementacím a reintrodukcím, jejichž primárním cílem je druhová ochrana ohrožených druhů.

Cílem této literární rešerše je shrnutí dostupných informací o problematice masivního vypouštění uměle odchovaných kachen divokých do volné přírody a s tím souvisejícího managementu a především přehled možných dopadů těchto suplementací na volně žijící populace kachny divoké.

Populace ze zajetí se mohou od těch divokých potenciálně odlišovat jak geneticky, tak morfologicky i behaviorálně. Vypouštění jedinců z umělých odchovů by tak mohlo v případě vzájemné hybridizace a introgrese představovat riziko pro genofond volně žijících populací a potenciálně vést k jejich morfologickým či behaviorálním změnám. Jedinci ze zajetí by mezi volně žijící populace mohly také introdukovat mnohé druhy patogenů a usnadňovat šíření infekčních nákaz. Suplementace by tak mohly ve výsledku potenciálně vést až ke snížení fitness (tj. biologické zdatnosti) divokých populací. Možnými pozitivními dopady by mohlo být například zvýšení početnosti volně žijících populací či převedení lovecké pozornosti na populace jedinců vypuštěných ze zajetí (Champagnon et al. 2012a). Rozsáhlé suplementace by mohly mít vliv i na ostatní složky daného ekosystému. Pro úplnost budou tedy ve stručnosti zmíněny i možné dopady na jiné druhy vodních ptáků a okolní prostředí.

V této práci je pro popis vypouštění jedinců ze zajetí mezi volně žijící populace používán termín suplementace. V anglické literatuře je v daném kontextu využíván termín „restocking“, v této práci je ovšem používán český přepis anglického termínu „supplementation“ pro jeho srozumitelnost i v českém jazyce. Dokument Mezinárodního svazu ochrany přírody

(International Union for Conservation of Nature [IUCN] 1998) definuje suplementace („supplementation“) jako přidávání jedinců k existující populaci daného druhu.

Na tomto místě by bylo vhodné definovat v kontextu této práce i dva další pojmy – hybridizace a introgrese. *Hybridizace* je křížení jedinců z geneticky odlišných populací. Pokud jsou takto vzniklí hybridy fertilní, může dojít k tzv. *introgresi*, tedy genetickému toku mezi populacemi, jejichž jedinci se vzájemně kříží a takto vzniklí hybridy se zpětně kříží s rodičovskými populacemi (Rhymer & Simberloff 1996).

1. Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*)

Již od dob prvotních lidských civilizací se vodní ptáci, včetně kachny divoké, nacházely ve středu zájmu člověka. Tito ptáci budily pozornost člověka nejen jako vítaný a chutný zdroj potravy, ale také z estetických důvodů. Z kachny divoké také vznikla mnohá plemena dnešní domestikované kachny (Cramp & Simmons 1977, Kear 2005). Kachna divoká je dozajista nejrozšířenějším a nejznámějším druhem kachny na světě (Hoyo et al. 1992) a dnes patří mezi jeden z nejrozšířenějších druhů pravidelně lovené pernaté zvěře (Cramp & Simmons 1977). Je také předmětem pozornosti laiků, amatérských ornitologů i vědeckých pracovníků (Kear 2005, Johnsgard 2010).

1.1. Charakteristika druhu

Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*; Linnaeus, 1758) je řazena do řádu vrubozobých (Anseriformes), čeledi kachnovitých (Anatidae), tribu plovavých kachen (Anatini), rodu *Anas*. Kachna divoká je široce rozšířeným druhem holarktické oblasti. Obývá boreální, temperátní a stepní klimatická pásma Evropy (včetně Islandu), Asie a Severní Ameriky. Byla introdukována do jihovýchodní Austrálie a na Nový Zéland. Tento druh je polytypický s jednou subspecií v Grónsku (*A. p. conboschas*; Brehm, 1831), třemi na jihu Spojených států amerických (dále USA) a Mexika (*A. p. fulvigula*, *A. p. maculosa*, *A. p. diazi*) a dvěma na Havajských ostrovech (*A. p. wyvilliana*, *laysanensis*; Cramp & Simmons 1977). *A. p. diazi*, *A. p. wyvilliana* a *A. p. laysanensis* jsou často považovány za samostatné druhy. Hybridizací s mnoha druhy vrubozobých (z rodu *Anas*, *Aix*, *Alopochen*, *Anser*, *Branta*, *Tadorna*, *Cairina*, *Aythya* a *Somateria*) vzniká často plodné potomstvo (Hoyo et al. 1992).

Kachna divoká je poměrně velký a zavalitý vodní pták. Dosahuje délky těla 50-65 cm, rozpětí křídel 75-100 cm a váhy 750-1575 g. Charakteristickým znakem je modré nebo fialové zrcátko, výrazně bíle olemované. U kachny divoké je výrazný pohlavní dimorfismus,

u subspecií často nevýrazný nebo chybí (Hoyo et al. 1992). Samec ve svatebním šatu je nezaměnitelný, vyznačuje se lahvově zelenou hlavou, oddělenou bílým proužkem od kaštanově hnědé hrudi. Zbytek těla je světle šedý, zád' černá, střední černá ocasní pera typicky srpovitě stočená. Zobák je žlutozelený, nohy oranžové, oči hnědé. Samice je hnědá, nenápadně skvrnitá, temeno a oční proužek jsou tmavší, nadoční proužek je světlý, zobák oranžový až olivový s načernalým středem nepravidelně zasahujícím na okraje zobáku a nehtem. Oči a nohy zbarvené jako u samce. Samec v prostém šatu je podobný samici, má ale žlutý zobák a kresba je méně výrazná, Mláďata jsou podobná samici, mohou být však tmavší a výrazněji čárkovaná. Samice se ozývají známým hlasitým kácháním, samci měkkým nosovým „réeb“ a při toku vydávají vysoké hvizdy (Cramp & Simmons 1977, Hudec 1994).

Kachna divoká je velmi adaptabilním druhem, může obývat téměř jakýkoliv vodní habitat v areálu svého rozšíření, jak tekoucí či stojaté sladkovodní vody, tak vody brakické a pobřežní. Spokojí se i s malou vodní plochou, vyhýbají se ovšem rychle tekoucím, hlubokým a oligotrofním vodám bez dostatečného pokryvu. Většinou obývají nížiny. Kachny divoké tolerují různé druhy disturbance, včetně lidské přítomnosti. (Cramp & Simmons 1977, Hoyo et al. 1992, Hudec 1994). Bez problémů využívají zdroje potravy poskytnuté člověkem (Guillemain et al. 2010) nebo hnízdní budky a koše (Bishop & Barratt 1970). Mohou také hnízdit v parcích a městských kanálech a vytvářet stálé urbánní populace (Barrati et al. 2009).

Kachny divoké jsou potravní oportunisté a všežravci. Potravu získávají „čvachtáním“, ponořením hlavy či panáčkovaním v mělkých vodách nebo se pasou na souši. Potrava se skládá po velkou část roku hlavně ze semen a vegetativních částí vodních a terestrických rostlin, na jaře a v létě začne tvořit větší podíl potravy živočišná složka jako např. hmyz, měkkýši, koryši, kroužkovci, ryby či obojživelníci. Složení potravy závisí na dostupnosti a produktivitě jednotlivých potravních složek, potrava kachen divokých tak může být velmi variabilní, jak v čase, tak prostoru. (Cramp & Simmons 1977, Hoyo 1992).

Hlavní doba hnízdění (snášení a inkubace vajec) je mezi únorem a červnem, v některých oblastech může být i výrazně prodloužená, možným důvodem by mohla být přítomnost uměle odchovaných kachen selektovaných pro dlouhé reprodukční období. Hnízdo je většinou situované na zemi v hustém podrostu, ale mohou hnízdit i v přirozených dutinách (např. stromů), dobře se přizpůsobí i hnízdním budkám a košům (Bishop & Barratt 1970). Mláďata jsou nidifugní, prekociální a vodí je pouze samice. Kachny jsou reprodukčně velmi úspěšné, pohlavně dospívají obvykle v jednom roce, někdy ovšem i dříve. Za sezonu mají pouze jednu snůšku, ale při ztrátě vajec snáší snůšku náhradní (Cramp & Simmons 1977, Hoyo 1992).

Většina populací kachny divoké migruje na zimoviště, některé populace v mírném klimatu jsou ovšem stále a migrují pouze v chladných zimách, např. v západní a jižní Evropě. V České republice (dále ČR) jsou populace jak stálé, tak přelétavé až tažné (Šťastný et al. 2006, Cepák et al. 2008). Je rozeznáváno několik tahových tras, ale zimoviště různých populací se překrývají (Kraus et al 2011). Migrace mohou začínat již v srpnu, na hnízdiště se ptáci vrací od února do května. Pravidelně dochází i k migracím na pelichaniště, začínajícím od poloviny května. Letky přepelichávají současně, ptáci tedy nejsou 3-4 týdny schopni letu.

Kachny divoké jsou silně sociální (gregariózní). Velkou část roku tráví v hejnech, jež se rozpadají brzy na jaře. V hejnech bývá častý nepoměr mezi počtem samic a samců, a to ve prospěch samců. Kachny divoké uzavírají obvykle dočasné monogamní svazky trvající jednu sezonu, nicméně samci vykazují i promiskuitní tendence, častým jevem je nucená kopulace. Tok probíhá mezi srpnem a květnem, vrcholí mezi říjnem až listopadem, únorem až březnem (Cramp & Simmons 1977). Samice se obvykle vracejí na lokalitu svého původního hnízdiště (Lokemoen et al. 1990).

1.2. Početnost kachny divoké

Kachna divoká je nejrozšířenějším a nejpočetnějším druhem kachny (Hoyo et al. 1992). Početnost kachny divoké v některých oblastech stoupá (Wetlands International 2006), celkový trend početnosti je ovšem klesající. V Červeném seznamu ohrožených druhů je kachna divoká klasifikována jako druh málo dotčený (IUCN 2012).

Početnost populací kachny divoké v Asii je odhadována na 2,5 milionu jedinců (Wetlands International 2006). Hnízdní populace v Severní Americe čítá dle odhadů kolem 10,6 milionů, v dlouhodobém měřítku početnost oscilovala, současný trend je stabilní až mírně stoupající (U. S. Fish and Wildlife Service [dále USFWS] 2012b).

Hnízdní populace Evropy čítá 3 000 000 až 5 100 000 párů, celkový trend je mírně klesající (Birdlife International 2004). V letech 1970-1990 byla početnost stálá, v mnoha zemích však v letech 1990-2000 poklesla. Ve stěžejních hnízdních areálech (v Nizozemsku, Německu a Polsku) však byla početnost stabilní. V Británii (dále UK) (Holt et al. 2011), Švédsku a Belgii došlo dokonce k nárůstu (Birdlife International 2004). Početnost zimujících populací kachny divoké v Evropě je odhadována na přibližně 7,5 milionu jedinců s dlouhodobým stabilním až mírně klesajícím trendem. Tento pokles mohl být do malé míry kompenzován nárůstem v Baltické oblasti. Ve střední Evropě dochází k dlouhodobému poklesu, v západním mediteránu k mírnému nárůstu (Wetland International 2006). Klesající trend byl zjištěn na Slovensku (Slabeyová et al. 2010), v Irsku (Crowe et al. 2008), Německu

a Bulharsku (Musil & Musilová 2010). Naopak k nárůstu početnosti zimujících populací došlo ve Francii (Fouque et al. 2009), Švédsku (Nilsson 2008) a ČR (Musil et al. 2011).

Na území ČR je kachna divoká, běžně označovaná i jako březňačka, nejpočetnějším a nejrozšířenějším druhem kachny. Celková početnost se ovšem dlouhodobě snižuje (Šťastný et al. 2006). K prudkému propadu došlo v 80. letech (Musil et al. 2001, Musil a Cepák 2004), a to hlavně v jižních, středních a severních Čechách a na jižní Moravě (Musil et al. 2001). V letech 2001-2003 byl celkový hnízdní stav 25 000-50 000 párů, v letech 1985-1989 to bylo 30 000-60 000 párů, což odpovídá snížení početnosti zhruba o 20 % (Šťastný et al. 2006). Statistiky úlovků však tento pokles neodrážejí, protože poměry nejspíše zkresluje vypouštění velkého počtu kachen divokých odchovaných v zajetí (Musil et al. 2001, Šťastný et al. 2006). U zimujících populací kachny divoké na území České republiky lze zaznamenat od konce šedesátých let dlouhodobý trend mírného nárůstu početnosti, a to jak na stojatých, tak na tekoucích vodách. Došlo také k nárůstu distribuce (podílu obsazených kvadrátů; v atlasu hnízdního rozšíření výskyt v 90 % kvadrátů v letech 1973-1977, v 97 % kvadrátů v letech 2001-2003; Šťastný et al. 2006). Mezi lety 2004-2008 v ČR zimovalo každoročně 140 000-180 000 jedinců (Musil et al. 2011).

Příčinou poklesu početnosti populací kachny divoké byla a dodnes je především ztráta a degradace mokřadních habitatů, na nichž je existence vodních ptáků, včetně kachny divoké, závislá (Patterson 1995, Baldassare & Bolen 2006). Mnohé mokřadní oblasti byly přeměněny na zemědělskou půdu či městská předměstí (Johnsgard 2010). Ke zhoršení podmínek mokřadních biotopů a snížení hnízdních možností může přispívat mnoho faktorů. V rybníčních a některých jezerních oblastech je to např. intenzifikace chovu ryb zahrnující hnojení vodních ploch a dokrmování ryb vedoucí k eutrofizaci, zvyšování rybích osádek, vyhrnování sedimentů z rybníků a jejich ukládání do obvodových valů narušující pozvolný břehový gradient a vedoucí k likvidaci litorálních porostů (Zasadil 2001, Musil & Cepák 2004, Musil 2006a, Broyer & Curtet 2012). K eutrofizaci může vést také intenzifikace zemědělství a splachování hnojiv (Musil & Cepák 2004). Dalšími příčinami poklesu by mohly být také botulismus (Locke & Friend 1987 ex Kear 2005, Hudec 1994), zvýšení predace či vysoký tlak ze strany lovců (Musil et al. 2001, Musil a Cepák 2004, Zbořil et al. 2007).

2. Lov a management kachny divoké

Lov vrubozobých ptáků, tedy i kachny divoké, má velmi dlouhou historii. Důkazy o lovu vrubozobých existují již z dob prastarých lidských civilizací, např. z dob Egyptské a Perské říše. S domestikací mnoha druhů živočichů a rostlin a vývojem lidské civilizace se z lovu stal především sport. S vývojem střelných zbraní dosáhl lov vrubozobých nových rozměrů, se zlepšováním technologií (např. vývoj moderních zbraní s nábojnicovým střelivem) postupně narůstal počet lovců, a jelikož legislativní omezení lovu byla minimální, míra odstřelu dosáhla na konci 19. století do té doby nedosažitelných čísel (Baldassarre & Bolen 2006).

Management vodních ptáků prošel od těchto dob do dnešních dní ohromným vývojem. Od počátečních studií zabývajících se otravou vrubozobých olověnými broky a původci botulismu (Giltner & Couch 1930), přes snahu o porozumění behaviorálních projevů, životních strategií, výběru habitatu, potravních nároků a populační dynamiky vrubozobých, po zavedení regulací lovu a začátek cílené ochrany nejen vodního ptactva, ale také mokřadních habitatů, na nichž je jejich existence závislá (více viz Bolen 2000, Baldassarre & Bolen 2006). Tato kapitola je věnována především těm aspektům managementu, které přímo souvisejí odchovem, vypouštěním a lovem kachny divoké.

Farmové i domácí chovy kachen divokých byly zakládány jak v Evropě, tak Severní Americe již v první polovině 20. Století. Jedinci vypouštění z těchto chovů měli zvýšit početnost hnízdních populací volně žijících kachen divokých a lovecké příležitosti vodní pernaté zvěře. Úspěšnost některých odchovů však byla nevalná (Burian 1972) a mortalita vypouštěných ptáků se ukázala být velmi vysoká (Brakhage 1953), od chovů se tedy často upouštělo (Bolen 2000, Department of Game and Inland Fisheries [DGIF] 2007). Pokles početnosti populací kachny divoké a neustálé požadavky na zachování či zvýšení míry odstřelu však opět nutily k hledání východiska a v sedmdesátých letech tak vedly k zavedení intenzivních farmových odchovů kachen divokých, označovaných i jako tzv. krotké chovy, a jejich masovým suplementacím v mnoha státech Evropy (Laikre et al. 2006, Champagnon et al. 2009) a v menší míře i v Severní Americe (USFWS 2003, DGIF 2007), kde se však postupně rozvíjel a zdokonaloval i tzv. „adaptive harvest management“, tedy adaptivní řízení lovu (více viz kapitola 2.2.) (Nichols et al. 1995). Celosvětově jsou takto mezi volně žijící populace kachny divoké každoročně vypuštěny přes 3 miliony jedinců z farmových odchovů (Champagnon et al. 2011).

Zhodnocení vlivu suplementací na volně žijící populace je velmi ztížené nedostatkem informací. Původ odchovaných ptáků je často neznámý, protože do chovných hejn jsou často

importována vejce ze zahraničí, a počty držených, chovaných a vypouštěných ptáků nejsou v některých případech nijak specifikované (Vyhlička 2001, Laikre et al. 2006).

V chovech také může docházet k úmyslné i neúmyslné selekci na určité, pro chovatele i lovce výhodné vlastnosti, např. větší snůšku, vyšší tělesnou hmotnost nebo určité reprodukční chování (Lynch & O'Hely 2001). Kachny z farmových chovů tak mohou mít prodlouženou hnízdní sezónu a větší snůšku, větší je také fertilita samců (Cheng et al. 1980). Zároveň však jsou důsledně selektováni pouze jedinci s ukázkovým fenotypem a tělesnou velikostí kachny divoké (Champagnon et al. 2011).

V některých chovech byly v začátcích chovů kachny divoké dokonce také kříženy s domestikovanými plemeny, aby se dosáhlo výše zmiňovaných ekonomicky výhodných vlastností. K tomuto přikřížování byly používány například domestikované kachny plemene Khaki – Campbell (Hůda et al. 2001, Točka 1972), vyšlechtěné na počátku 19. století z indického běžce, pocházejícího z Jihovýchodní Asie, orpingtonské kachny, kachny rouenské a kachny divoké. Tímto křížením se dosáhlo potlačení monogamního chování, vysoké nosnosti a kvalitnějšího masa (Vašák 2008). Z chovných hejn byli poté důsledně eliminováni jedinci s aberacemi ve fenotypu (Točka 1972, Hůda et al. 2001).

Pro zlepšení genofundu jsou do chovných hejn přidávány kachny divoké z volné přírody. V mnohých chovech se však od této praxe upustilo kvůli možnému riziku zavlečení nákaz do chovů (Hůda et al. 2001). K výměně jedinců mezi jednotlivými chovatelskými podniky však dochází (Champagnon et al. 2011).

Kachny divoké jsou na chov velmi nenáročné. V intenzivních chovech může být při náležitém krmení a odebírání vajec dosaženo snůšky až 60 vajec, na jednu samici tak může připadat až 40 odrostlých kachňat za jednu hnízdní sezónu. Vejce jsou inkubována v líhních, část odchovaných kachňat je prodána buď dalším chovatelům nebo přímo mysliveckým sdružením, část je použita k obnově chovného hejna (Točka 1972, Hůda 2001, Champagnon 2011). Do honitby jsou kachňata vypuštěna ve věku několika týdnů. Aby vypuštění jedinci v dané honitbě zůstali až do začátku lovecké sezóny a jejich ztráty byly co nejmenší, jsou v místě vypuštění často přikrmováni rýží, obilím nebo kukuřicí, často i po celou dobu lovecké sezóny (Lee & Kruse 1973, Champagnon et al. 2009, Guillemain et al. 2010). V některých oblastech se snaží myslivecký management podpořit nárůst populací vodních ptáků, a tedy i zvýšit možnost jejich odstřelu, také aktivním zlepšováním podmínek mokřadních habitatů (Baldassarre & Bolen 2006).

Lov kachen divokých a jejich chov jsou často ekonomicky velmi výdělečné oblasti. Intenzivní chov kachen, jejich prodej a poplatkový lov jsou rentabilní aktivitou nejen pro

podniky, jež tyto činnosti provozují (Hůda et al. 2001), ale mohou do jisté míry přispět i k ekonomickému růstu. Např. v USA platí každoročně přes milion lovců poplatků za loveckou licenci, k ekonomické bilanci však mohou být připočteny i náklady na střelivo, zbraně, lodě, ubytování a další vybavení využívané při každém lovu nebo také příspěvky loveckým spolkům a poplatky za povolení lovu v honitbě (Johnsgard 2010).

Budoucnost loveckého managementu je však nejistá. Přestože lovecké kluby a jiné organizace dovedou vyvíjet vysoký nátlak pro prosazení svých zájmů, veřejnost se od loveckých praktik čím dál více odklání a volá po ochraně přírody, zájem o ochranu habitatů vodních ptáků však sdílí obě tyto skupiny (Baldassarre & Bolen 2006). V budoucnosti by tak mohl management spíše upouštět od loveckých praktik a více se soustředit na ochranu habitatů jako celku (Bolen 2000).

2.1. V Evropě

Zvyšování loveckých příležitostí kachny divoké prostřednictvím jejího odchovu v zajetí a následného vypuštění do volné přírody se v Evropě stalo běžnou praxí v 50. letech 20. století (Champagnon 2011). V 70. letech začaly počty vypuštěných kachen určených k lovu v mnoha státech Evropy prudce narůstat (Točka 1972, Laikre et al. 2006, Champagnon et al. 2009) a ohromné počty kachen divokých z farmových chovů jsou vypouštěny dodnes. V mnoha zemích nejsou tyto suplementace legislativně regulovány (Banks et al. 2008).

Roční produkce chovných zařízení v Evropě je nyní odhadována na přibližně tři miliony jedinců kachny divoké (Champagnon et al. 2011). Ve srovnání s početností volně žijících populací v Evropě čítajících dle odhadů kolem 7,5 milionů zimujících jedinců (Wetlands International 2006) je vypouštění kachen divokých do volné přírody doopravdy masové.

V mnoha zemích Evropy byli k založení chovů využiti importovaní jedinci z cizích populací (Točka 1972, Hůda et al. 2001). K exportu a importu oplozených vajec dochází i dnes. Francouzské farmy exportují velkou část své produkce např. do Belgie, Španělska, Německa, Dánska nebo Holandska a příležitostně také do Kataru či Maroka (Champagnon 2011). Z Francie a Dánska bylo takto mezi lety 1998-2003 importováno do Švédska přes půl milionu vajec (Laikre et al. 2006). Někteří jedinci z importu, mnohdy nejasného původu, jsou pak přidáni do chovného hejna. Pro import vajec není v některých zemích, např. ve Švédsku, nutné povolení (Laikre et al. 2006). V České republice lze však dovoz a vývoz živé zvěře i jejích vývojových stádií provádět jen se souhlasem orgánu státní správy myslivosti (Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti).

V Evropě je nejvíce polodivokých kachen, kolem 1 400 000 jedinců, každoročně vypouštěno ve Francii (Mondain-Monval & Girard 2000 ex Champagnon et al. 2009). Velikost hnízdní populace je přitom odhadována na pouhých 30 000-60 000 párů (Birdlife International 2004). Vypouštění 6-9 týdnů starých kachňat probíhá přibližně dva měsíce před začátkem lovecké sezóny (Champagnon et al. 2009). Ve Francii je také nejvíce lovců v Evropě, přes 1,3 milionu, poté následuje Španělsko se 1,2 miliony. Celkem je v Evropské unii téměř 7 milionů lovců (Mooij 2005). V Dánsku je každoročně vypouštěno kolem 400 000 jedinců (Noer et al. 2008). Ve Švédsku je každý rok odchováno minimálně 40 000 kachen divokých a přes 100 000 jich je vypuštěno (Laikre et al. 2006). Ve Velké Británii se každoročně odchová a vypustí přes 400 000 jedinců (Banks et al. 2008), hnízdní populace kachen divokých přitom čítá 60 000-160 000 hnízdních párů (Birdlife International 2004). V Irsku je každý rok vypuštěno kolem 4000 jedinců, v Chorvatsku též několik tisíc (Banks et al. 2008). K suplementacím kachny divoké dochází také v Itálii (Baratti et al. 2009), Belgii, Německu, Lotyšsku, Ukrajině, Finsku a dalších evropských zemích (Banks et al. 2008, Champagnon 2011).

2.1.1. V České republice

Česká republika je další z mnoha zemí, kde snaha o udržení loveckých příležitostí pernaté zvěře a pokles populační hustoty kachny divoké vedly k zakládání krotkých chovů kachen divokých (Hůda et al. 2001, Musil et al. 2001, Čížková et al. 2012).

K prvním pokusům o chov kachen a jejich vypouštění docházelo již na začátku 50. let minulého století (Musil et al. 2001). Zazvěřování honiteb jedinci z intenzivních farmových chovů se stalo běžnou praxí mysliveckého managementu na přelomu 70. a 80. let (Burian 1972, Vyhlídka 2001, Musil a Cepák 2004), počet vypouštěných jedinců zaznamenal od té doby prudký nárůst. Většinou se jedná o mladá kachňata z krotkých a polodivokých chovů, malý podíl tvoří dospělí jedinci. Míra odstřelu kachny divoké v ČR za několik posledních desetiletí prudce vzrostla, zatímco v roce 1980 bylo odstřeleno pouze kolem 115 000 jedinců (eAGRI 2005), v roce 2010 bylo odloveno přes 270 000 jedinců (eAGRI 2011), v roce 2007 dokonce téměř 330 000 kachen (eAGRI 2008). Tento trend však neodráží vývoj početnosti volně žijících populací, nýbrž právě zvyšující se počet vypouštěných jedinců (Šťastný et al. 2006, Zbořil et al. 2007). Trend početnosti hnízdicích populací byl v letech 1981-2001 naopak klesající (Musil et al. 2001, Musil 2006b). Avšak některé recentní studie (Musil et al. 2011) uvádějí mírně stoupající trend početnosti zimující populace v ČR v letech 1966-2008.

Poměr početnosti populací vypuštěných jedinců kachny divoké oproti početnosti populací z volné přírody je v ČR současné době poměrně extrémní (Čížková et al. 2012). Zatímco je zde ročně vypouštěno téměř 200 000 jedinců (eAGRI 2008, 2011), hnízdící populace dle odhadů čítá pouze 25 000 až 45 000 párů (Birdlife International 2004, Šťastný et al. 2006).

Myslivecká sdružení či spolky, jež vedou vlastní chovy kachen divokých nebo kachňata nakupují, mohou vypouštět tuto zvěř pouze se souhlasem orgánů státní správy myslivosti a ochrany přírody (Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti).

V ČR je přibližně 95 000 držitelů platných loveckých lístků, kteří mohou v honitbě trvale vykonávat právo myslivosti (eAGRI 2011). Lovecká sezóna trvá od 1. září do 30. listopadu (Vyhláška č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách provádění lovu). Kachny divoké se loví na společných honech nebo při čekání na tahu (Hudec 1994).

Zvyšování stavů kachen divokých v honitbách nezávisí pouze na suplementacích, součástí managementu kachen divokých je i podpora volně žijících populací prostřednictvím péče o vodní plochy a jejich okolí a zvyšování hnízdních možností, např. vysazováním vhodné vegetace, jež poslouží jako úkryt i potrava, vhodnou úpravou rybníků či instalací hnízdních budek (Hudec 1994, Zasadil 2001, Zbořil et al. 2007).

2.2. V Severní Americe

Lov kachen a management s ním spojený má v Severní Americe dlouhodobou tradici. Management vrubozobých ptáků je zde již od svých počátků velmi silně propojen s vědeckou činností a toto spojení se často ukázalo jako velmi plodné (Nichols et al. 1995, Bolen 2000, Baldassarre & Bolen 2006).

V žádné jiné oblasti světa není lov vrubozobých ptáků tolik oblíbený jako v Severní Americe (Baldassarre & Bolen 2006), jen v roce 2010 kolem 1,1 milionu lovců pernaté zvěře odstřelilo v USA téměř 15 milionů kachen (z toho přes 4 miliony kachen divokých), v Kanadě bylo dle odhadů odstřeleno kolem 1 milionu kachen (z toho přibližně 440 000 kachen divokých; Raftovich et al. 2011).

Před zavedením tzv. Migratory Bird Treaty Act v roce 1918 nebyl lov vrubozobých v Severní Americe téměř regulován (Nichols et al. 1995), a míra odstřelu tak byla enormní. Po zavedení tohoto zákona byl zakázán prodej ulovených kusů, odstřel vrubozobých v hnízdní sezóně a lov některých ohrožených druhů vrubozobých byl zakázán úplně (Baldassarre & Bolen 2006). V průběhu 20. století se s expanzí lidské civilizace a rozvojem technologií dramaticky zmenšila rozloha a kvalita mokřadních habitatů. Po devastujícím suchu na začátku

30. let byly proto zavedeny lovecké licence tzv. „Duck stamps“ (tj. „kachní známka“), jejichž prodej financuje programy na obnovu a ochranu mokřadních habitatů (Bolen 2000). Dodnes jsou všichni zájemci o lov vrubozobých každoročně povinni „Duck stamp“ v hodnotě 15 \$ (USFWS 2012a) zakoupit (Baldassarre & Bolen 2006). V Severní Americe je dnes plněna velmi úspěšná iniciativa, tzv. North American Waterfowl Management Plan, jejímž cílem je ochrana mokřadních habitatů a navýšení početnosti vrubozobých ptáků (Baldassarre & Bolen 2006, Raftovich et al. 2011).

V 30. letech 20. století byly v Severní Americe z odchovů do volné přírody vypouštěny kachny divoké za účelem zvýšení lovecké příležitosti. Kachny však byly vypouštěny z místa k tomu určenému (např. z věže) a bezprostředně odstřeleny. Jedinci, kteří ulétli, byli později odchyceni a využiti při dalším lovu, takže slovitelnost těchto kachen byla velmi vysoká (DGIF 2007, Osborne et al. 2010). Objevily se ovšem také suplementační programy jedinců, kteří pocházeli z vajec sebraných v přírodě, jejichž cílem bylo zvýšení početnosti hnízdních populací. Přežívání vypouštěných jedinců však bylo velmi nízké, většina chovů tak byla z ekologických a ekonomických důvodů zrušena (Brakhage 1953, Bolen 2000). Nicméně, pokles početnosti kachen divokých v 80. letech (Johnson & Shaffer 1987) a následné regulace odstřelů volně žijících populací vedly k znovuoobnově těchto praktik a vypouštění kachen z farmových odchovů, tentokrát také do honiteb (shooting-preserve), se stalo opět populárním (DGIF 2007). Například v Marylandu, USA, bylo na konci osmdesátých let každoročně vypuštěno kolem 100 000 kachen (Stanton et al. 1992, Soutiere 1989). Masové vypouštění v této oblasti by mohlo přispět ke zvýšení míry hybridizace a introgrese mezi kachnou divokou a kachnou tmavou (*Anas rubripes*; Rhymer & Simberloff 1996, Mank et al. 2004). V roce 2001 bylo v celých Spojených státech vypuštěno přes 300 000 jedinců kachny divoké. V Kanadě k suplementacím prakticky nedochází (USFWS 2003).

K udržování stabilní početnosti populací vrubozobých ptáků vystavovaných loveckému tlaku je v Severní Americe využíván především tzv. „adaptive harvest management“ (dále jen AHM), tedy adaptivní řízení lovu. Tento systém je založen na neustálém sběru dat, jejich zpracování, vyhodnocování a aplikování výsledků prostřednictvím každoročních změn v regulaci lovu (Williams & Johnson 1995). AHM využívá složitého modelování k posouzení vlivu různé míry regulace (např. denní míra odstřelu, délka lovecké sezóny, načasování začátku sezóny apod.) na početnost hnízdní populace vrubozobých. Modely pracují s každoročními odhady hnízdních populací, s možnými změnami podmínek prostředí (kvalita habitatu, variabilita meteorologických podmínek) a s odhady míry odstřelu (Raftovich et al. 2011). Každoroční změny regulace lovu pružně reagují na fluktuace populační hustoty

lovených vrubozobých a proměnlivost ekologických podmínek (Baldassarre & Bolen 2006). AHM je dobrým příkladem produktivní spolupráce managementu a vědeckého výzkumu (Nichols et al. 1995).

V Evropě není tento systém ze zjevných důvodů prakticky možný. Území Severní Ameriky zahrnuje jak zimoviště, tak hnízdní areál vrubozobých, přičemž je spravováno pouze třemi legislativními celky – Kanadou, USA a Mexikem. Kooperace při sběru a vyhodnocování dat a při jejich praktické aplikaci v loveckém managementu, je tak mnohem jednodušší, než by tomu bylo v Evropě a přilehlých oblastech (Kear 2005).

2.3. V dalších oblastech rozšíření

K suplementacím a introdukcím kachny divoké však nedochází pouze v Severní Americe a Evropě, ale také např. v Izraeli, Libanonu, Jižní Africe, Spojených arabských emirátech, Saudské Arábii, Uzbekistánu, Austrálii a na Madagaskaru, Mauriciu a Havajských ostrovech, tedy v oblastech, jež jsou často mimo její původní areál rozšíření (Hoyo et al. 1992, Blaire et al. 2000, Banks et al. 2008, Fowler et al. 2009). Kachny divoké jsou zde vypouštěny hlavně pro lovecké účely, ale např. v Saudské Arábii a Libanonu jsou chovány především z estetických důvodů (Banks et al. 2008).

V nepůvodních areálech představuje kachna divoká potenciální riziko pro původní druhy kachen, se kterými mohou kompetovat o potravní zdroje i hnízdní příležitosti nebo se dokonce křížit, a narušovat tak jejich genetickou identitu (Rhymer & Simberloff 1996). Této problematice se podrobněji věnuje 4. kapitola.

3. Vliv suplementací na volně žijící populace kachny divoké

Vzhledem k primárnímu cíli suplementací kachny divoké – zvýšení loveckých příležitostí tohoto druhu a zároveň maximální slovitelnosti vypouštěných jedinců – nebyla možným následkům této praktiky doposud věnována dostatečná pozornost (Laikre et al. 2006). Kachny divoké z farmových odchovů se přitom mohou geneticky, morfologicky nebo behaviorálně odlišovat od původních populací kachen divokých žijících ve volné přírodě (Champagnon et al. 2009) a v přirozených podmínkách pak mohou tyto změny vést ke snížení fitness (Ford 2002, Araki et al. 2007). Masové vypouštění jedinců ze zajetí by tak potenciálně mohlo mít vliv na populační dynamiku volně žijících populací, jejich genetickou strukturu, morfologii, behaviorální projevy či prevalenci patogenních onemocnění ve volné přírodě (Arroyo & Beja

2002, Champagnon et al. 2012a). Navíc, případná lokální změna populace může v důsledku migrací ovlivnit mnohem širší areál (Allendorf et al. 2008, Kraus et al. 2011).

Následky těchto suplementací nemusí být sice tak fatální jako v případě suplementací a reintrodukcí ohrožených druhů, přesto by však toto téma nemělo být ignorováno, už jen z toho důvodu, že získané poznatky mohou být využity jako modelové.

Cílem této kapitoly je tedy zhodnocení možných vlivů dlouhodobých suplementací jedinců kachny divoké z farmových odchovů na volně žijící populace.

3.1. Přežívání a reprodukční úspěšnost vypouštěných jedinců

Posouzení potenciálního vlivu suplementací na volně žijící populace musí vycházet ze zhodnocení míry přežívání vypouštěných kachen divokých ve volné přírodě a jejich zapojení do rozmnožování, ať již mezi sebou nebo s jedinci z volně žijících populací. Mnohé studie ukázaly, že mortalita jedinců ze zajetí je ve srovnání s divokými jedinci kachny divoké mnohem vyšší (Brakhage 1953, Soutiere 1989, Stanton et al. 1992, Yerkes & Bluhm 1998, Champagnon et al. 2012b). Nejvyšší míry dosahuje mortalita v několika prvních týdnech po vypuštění a v průběhu lovecké sezóny (Schladweiler & Tester 1972, Osborne et al. 2010). Přežívání těchto jedinců je ovšem nízké, i když nejsou vystaveni loveckému tlaku (Champagnon et al. 2012b).

Jedinci kachny divoké mohou v odlišných podmínkách v zajetí podléhat mnoha procesům, jež by mohly vést ke snížení fitness těchto jedinců v přirozených podmínkách (Ford 2002, Gilligan & Frankham 2003). S každou další generací v zajetí se může fitness vypouštěných jedinců snižovat (Araki et al. 2007). V přirozených podmínkách je mortalita jedinců, kteří strávili v zajetí jednu generaci, signifikantně vyšší oproti mortalitě jedinců z volně žijících populací (Brakhage 1953), naopak, ve srovnání s mortalitou polodivokých jedinců z farmových chovů je mortalita jedinců z divoké linie (tj. z vajec sebraných v přírodě) ze zajetí mnohem nižší. U jedinců, kteří strávili v zajetí pouze jednu generaci, byla oproti těm polodivokým pozorována i vyšší reprodukční úspěšnost (Lee & Kruse 1973).

Některé behaviorální projevy jsou u jedinců ze zajetí v důsledku dlouhodobé selekce, např. na krotkost, pozmeněné či nedostatečně vyvinuté. Vypouštění ptáci jsou krotcí, méně ostražití, často se agregují do velkých skupin, a snadno tak podléhají jak predátorům, tak lovcům (Brakhage 1953, Schladweiler & Tester 1972, Stanton et al. 1992, Osborne et al. 2010). Vyšší zranitelnost jedinců ze zajetí vůči lovcům může být způsobena přítomností člověka po celou dobu jejich raného vývoje, jedinci jsou tak na člověka zvyklí a nejsou vůči

němu tolik obezřetní (Brakhage 1953). Slovitelnost ptáků je tak velmi vysoká, přesto ne 100 % (Hůda et al. 2001).

Vypuštěné kachny divoké mohou být adaptované na potravu, jež jim byla poskytována, jak v zajetí, tak velmi často i po vypuštění (Kehoe et al. 1988). Jedinci ze zajetí tak trpí vyšší mortalitou i v důsledku morfologických i behaviorálních změn, jež jim znesnadňují hledání, získávání i efektivní trávení potravy. Z těchto důvodů pak mohou vypouštění ptáci trpět nedostatečnou tělesnou kondicí (Liukkonen-Anttila et al. 2000, Champagnon et al. 2010, Champagnon et al. 2012b). O morfologických rozdílech je dále pojednáno v kapitole 3.3. Ke zvýšené mortalitě by mohlo přispět i možné snížení imunokompetence (Čížková et al. 2012).

Pozměněné může být u jedinců ze zajetí i reprodukční chování, například behaviorální projevy při toku. I přesto však může docházet k jejich rozmnožování prostřednictvím vynucených kopulací (Stanton et al. 1992, Osborne et al. 2010). Reprodukční úspěšnost může být snížena i z morfologických důvodů, jako je například menší velikost varlat u samců ze zajetí ve srovnání s divokými kačery (Stunden et al. 1999).

Páření a vodění mláďat přeživších jedinců ze zajetí ve volné přírodě pozorováno bylo (Točka 1972, Čížková et al. 2012), nicméně úspěšnost a míra byly absolutně minimální (Osborne et al. 2010, Champagnon 2011). Navíc, dle všeho mezi populacemi z přírody a ze zajetí existuje reprodukční bariéra, samci kachny divoké si přednostně vybírají partnerku ze stejné skupiny, ze které sami pocházejí (Cheng et al. 1978, 1979). Kachny z farmových chovů experimentálně vypuštěné na Long Islandu, USA, se také přednostně párovaly se samci ze zajetí. Z 23 pozorovaných párů byl pouze jeden pár složen z kachny ze zajetí a divokého kačera (Osborne et al. 2010). Jiná studie, která se zabývala přežíváním jedinců ze zajetí, kteří ovšem pocházeli z vajec divokých kachen, naopak ukázala, že samice ze zajetí byly spárované s kačery z volné přírody, z 89 pozorovaných samic byla pouze jediná spárovaná s kačerem ze zajetí (Lee & Kruse 1973).

Přestože je míra přežívání i reprodukční úspěšnost jedinců ze zajetí velmi nízká, recentní studie porovnávající genetickou variabilitu těchto dvou populací ukazuje, že k hybridizaci a introgresi mezi populacemi jedinců ze zajetí a z volné přírody opravdu dochází (Čížková et al. 2012). Některá pozorování mohou toto zjištění podporovat. Například v oblasti New York, USA, bylo v roce 2005 vypuštěno 85 000 jedinců pocházejících z farmových chovů, téměř u 50 000 z nich byl nahlášen odstřel, 3 000 jedinců sezónu prokazatelně přežily a osud ostatních cca 30 000 jedinců byl neznámý (Osborne et al. 2010). Tato čísla dávají prostor pro možné přežití určitého, byť minimálního (Champagnon et al. 2012b) počtu jedinců, kteří by se mohli zapojit do rozmnožování s volně žijícími populacemi se všemi možnými důsledky.

3.2. Genetické změny

Podmínky v zajetí a management krotkých chovů kachny divoké by mohly vést ke změnám genetické struktury, kompozice a variability jedinců ze zajetí a jejich divergenci od volně žijících populací (Ford 2002, Laikre et al. 2010, Čížková et al. 2012). Tyto změny by mohly být připodobněny k prvotním fázím procesu domestikace (Price 1999). Dlouhodobé vypouštění kachen divokých z odchovů by tak mohlo prostřednictvím hybridizace a introgrese představovat potenciální hrozbu pro genetickou integritu a identitu volně žijících populací (Blair et al. 2000, Laikre et al. 2010).

Ke genetické odlišnosti populací kachen divokých z krotkých chovů by mohl přispět původ jedinců použitých při zakládání chovných hejn a jejich následný management. Mnohé chovy byly zakládány z importovaných jedinců, jejichž genetický status je neznámý, někdy z relativně malého počtu jedinců (Vyhlídka 2001, Laikre et al. 2006), v některých případech docházelo i ke křížení s domestikovanými kachnami (Točka 1972, Hůda 2001). Přidávání divokých jedinců do chovných hejn není v některých odchovech dle genetických analýz příliš vysoké (Čížková et al. 2012). V chovech mohou být lidmi také záměrně i neúmyslně selektovány určité vlastnosti, jež nemusí být ve volné přírodě výhodné, např. větší snůška či vyšší tělesná hmotnost (Lynch & O'Hely 2001, Araki et al. 2007).

Chovné populace mohou být navíc v podmínkách v zajetí, odlišných od těch přirozených, vystavovány mnoha vzájemně se prolínajícím evolučním procesům, jež mohou vést jak k morfologickým, tak behaviorálním změnám, přičemž mnohé z nich jsou fixovány v genomu těchto semidomestikovaných populací, a mohou se tak potenciálně šířit mezi původní volně žijící populace kachny divoké a ovlivňovat jejich fitness (Ford 2002, Araki et al. 2007, Gilligan & Frankham 2003).

Jedinci z chovů zakládaných z malého počtu jedinců by se mohli geneticky diverzifikovat od volně žijících populací možným působením efektu zakladatele (founder effect) a dlouhodobého efektu hrdla lahve (bottleneck; Čížková et al. 2012). Na snížení genetické diverzity by mohl v malých populacích působit také inbreeding a genetický drift (Woodworth et al. 2002). Do jaké míry je riziko inbreedingu ve farmových chovech kachny divoké reálné, není známo.

Odlišné podmínky v zajetí, jako jsou například absence predátorů, veterinární péče, poskytování potravy apod., mohou také vést k uvolnění (relaxation) selekčních tlaků potřebných pro udržení určitého znaku výhodného v přirozených podmínkách a tedy zmírnění přirozeného výběru, mohou tak také vést k nahromadění v přírodě nevýhodných mutací (Lahti et al. 2009, Robert 2009). V umělých odchovech může také docházet ke genetické adaptaci

na podmínky v zajetí působením selekce na variety znaku, jež jsou výhodné v zajetí, ve volné přírodě mohou však být tyto adaptace často nevýhodné (Ford 2002, Gilligan & Frankham 2003). Tyto adaptace by mohly být na genetické úrovni způsobené možným hromaděním vzácných (rare) alel, jež mohou být nevýhodné v přirozeném prostředí, ovšem v zajetí upřednostňované (Frankham 2008). Tato selekce alel výhodných v zajetí by mohla potenciálně vést až ke ztrátě původních (wild-type) alel (Lynch a O'Hely 2001).

V některých souhrnných pracích je jako jeden z možných dopadů suplementací uváděno i rozrušení lokálních adaptací (Randi 2008, Laikre et al. 2010). Ovšem vzhledem k migračnímu a reprodukčnímu chování kachen divokých, kdy dochází k neustálému míšení kachen z různých oblastí (Kraus et al. 2011), by tento jev neměl být pro volně žijící populace velkou hrozbou.

Výše zmíněné procesy by mohly být minimalizovány imigrací velkého počtu divokých jedinců do chovných hejn, minimalizací počtu generací v zajetí, minimalizací umělých selekčních tlaků či fragmentací chovných hejn na malé, genetickým tokem propojené skupiny (Frankham 2008, Williams & Hoffman 2009). Nicméně genetické znečištění vypouštěných jedinců bude i přes neustálé imigrace divokých jedinců do odchovů znatelné, byť minimalizované (Lynch & O'Hely 2001, Ford 2002). Navíc, fitness jedinců z chovů v přirozených podmínkách může rapidně klesat už po několika málo generacích strávených v zajetí (Araki et al. 2007).

Volně žijící populace mohou být ovlivněné nejen přímo prostřednictvím interakcí a hybridizace s jedinci ze zajetí, ale i nepřímo mysliveckým managementem, jež s jejich vypouštěním souvisí. Vypouštěné kachny jsou často příkrmované (Champagnon et al. 2009) a tyto potravní zdroje dostupné i pro volně žijící populace mohou vést k uvolnění selekčních tlaků na potravní chování a v důsledku toho i ke změně genotypu i fenotypu divokých kachen (Lahti et al. 2009, Champagnon et al. 2010, Guillemain et al. 2010).

Do jaké míry a v jakém rozsahu jedinci kachny divoké ze zajetí s odlišným genetickým pozadím ovlivňují genofond volně žijících populací, a zdali vůbec, bylo doposud prozkoumáno velmi málo (Laikre et al. 2006, Čížková et al. 2012). O genetické monitorování a porovnávání genetické struktury a variability různých populací kachny divoké a vnesení světla do této problematiky se pokusily až některé nedávné studie (Baratti et al. 2009, Champagnon et al. 2009, Čížková et al. 2012).

Srovnávání genetických odlišností populací kachny divoké z chovů a divokých populací ze severní Itálie (Baratti et al. 2009) neodhalilo žádnou signifikantní odlišnost mezi těmito populacemi. Tato studie však byla zaměřená hlavně na výzkum genetické divergence

městských populací kachen divokých, vzorky populací ze zajetí i přírody tak byly odebírány pouze na jedné lokalitě a byl využit omezený počet genetických markerů. Autoři tuto absenci divergence vysvětlují migrací kachen z chovů do oblasti odebrání vzorku divoké populace nebo využíváním divokých jedinců v chovech. Výsledky této studie nicméně napovídají, že genetická integrita volně žijících populací nemusí být ohrožována jen masovým vypouštěním jedinců z chovů, ale určité riziko by mohly představovat také urbánní populace kachny divoké, jež se od divokých populací výrazně odlišují jak geneticky, tak morfologicky (Byers & Cary 1991), např. neobvyklým zbarvením opeření (Klápště 2009).

Recentní studie z ČR (Čížková et al. 2012) se již přímo zaměřila na srovnání genetické diverzity populací kachny divoké z farmových chovů a volně žijících populací v České republice a zhodnocení jejich vzájemné odlišnosti a do jaké míry, pokud vůbec, dochází k hybridizaci a introgresi mezi těmito populacemi. Výsledky ukazují výrazné odlišnosti mezi těmito populacemi, přičemž populace ze zajetí vykazovali signifikantně nižší genetickou diverzitu. Přestože je mezi divokými populacemi a populacemi ze zajetí značná genetická divergence a zřetelný genotyp původních divokých kachen mezi volně žijícími populacemi stále přetrvává, hybridizace a introgrese mezi populacemi ze zajetí a přírody zaznamenána byla. Míra hybridizace a introgrese byla nicméně nižší, než se očekávalo vzhledem k měřítkům, v jakých k vypouštění dochází. Možným vysvětlením může být jak vysoká mortalita jedinců z chovů po vypouštění, tak nízká míra jejich disperze (Champagnon et al. 2012b) či potenciální sexuální preference samců, upřednostňující samice ze stejné skupiny (Cheng et al. 1978, 1979). Přesto by masové vypouštění jedinců ze zajetí mohlo dlouhodobě ohrozit genetickou integritu volně žijících populací, zredukovat jejich genetickou diverzitu a omezit tak evoluční potenciál divokých populací (Čížková et al. 2012).

Závěry této studie se v některých směrech shodují s dosud nepublikovanými výsledky obdobné studie vedené mezi populacemi v jižní Francii (Champagnon et al. nepubl.).

Markery využívané ve výše zmíněných studiích by mohly být využívány pro genetické monitorování v budoucnosti a rozlišování divokých jedinců od jedinců ze zajetí (Baratti et al. 2009, Čížková et al. 2012) a pro minimalizaci genetického znečištění volně žijících populací (Barbanera et al. 2012). Genetické změny jako je např. ztráta genetické variability způsobené suplementacemi nejsou většinou pouhým okem viditelné, a pro laickou veřejnost (včetně členů mysliveckých organizací a sdružení) je tak velice obtížné si tyto negativní dopady představit, nicméně zachování genetické variability je velmi důležité z hlediska ochrany biodiverzity, ať již na genové nebo druhové úrovni (Allendorf et al. 2008, Laikre et al. 2010).

3.3. Morfologické změny

Podmínky v zajetí mohou v důsledku odlišné selekčních tlaků či naopak jejich relaxace vést k určitým morfologickým rozdílům, které, pokud jsou zafixovány v genomu, mohou v případě hybridizace ovlivnit fenotyp volně žijících populací.

Kachny ze zajetí a z volné přírody od sebe nelze jednoduše rozeznat na první pohled. Lze je však spolehlivě odlišit na základě porovnání určitých morfometrických znaků. Kachny z farmových chovů mají širší zobák, delší a širší tarsus, kratší křídla a jsou obecně větší a těžší oproti divokým populacím. Větší hmotnost a kratší křídla mohou snižovat jejich vzletavost (Točka 1972, Figley & VanDruff 1982, Byers & Cary 1991).

Ke zjištění, jestli se větší velikost a hmotnost jedinců ze zajetí mohly projevit v důsledku vypouštění i na fenotypu volně žijících populací, byla využita srovnávací analýza. Za posledních 30 let, kdy v oblasti Camargue v jižní Francii docházelo k masovému vypouštění kachen divokých, se tělesná hmotnost i kondice (poměr tělesné hmotnosti a délky křídla) zimujících, volně žijících populací kachny divoké zvýšily, velikost těla (délka křídla) však ne. Tento nárůst však nejspíše není způsoben dlouhodobým vypouštěním těžších kachen ze zajetí, ale zlepšováním habitatu a mírnějším klimatem, jelikož u čírky, u které k suplementacím nedochází, k nárůstu hmotnosti i kondice došlo též (Guillemain et al. 2010). V reakci na tuto studii z Francie byla provedena stejná analýza u populací ve Švédsku, kde k suplementacím též dochází, ovšem s rozdílnými výsledky. K srovnatelnému nárůstu hmotnosti i kondice došlo u kachny divoké, u čírky již ne. Tyto výsledky znovu otevírají prostor možné hypotéze, že za nárůstem můžou alespoň částečně stát i dlouhodobé suplementační programy (Gunnarsson et al. 2011).

Přestože jsou ptáci ze zajetí těžší, recentní studie ukázala, že tělesná kondice ptáků z farmových chovů je nižší, a to i v zajetí, kde je jim poskytován dostatek potravy. Po vypuštění se tělesná kondice těchto jedinců postupně zlepšovala, ale nikdy nedosáhla kondice divokých ptáků (Champagnon et al. 2012b).

Kachny divoké jsou v zajetí krmeny zrním a krmnými peletami, tedy nepřírozenou potravou, což může vést k morfologickým maladaptacím, které mohou snížit schopnost trávení přirozené, v přírodě dostupné potravy. Tyto změny by mohly být jednou z příčin již výše zmíněné nízké kondice v přirozených podmínkách (Champagnon 2011). Funkčnost a efektivita trávení potravy jsou pro přežití zásadní. Ptáci ze zajetí mohou mít oproti divokým jedincům např. nedostatečně proliferované některé části trávicího ústrojí (Liukkonen-Anttila et al. 2000). U jedinců kachny divoké ze zajetí byla, ve srovnání s divokými populacemi,

pozorována menší hmotnost svalnatého žaludku, právě v důsledku adaptace na velmi snadno stravitelnou potravu. U jedinců, kteří byli uloveni několik měsíců po vypuštění, byla hmotnost svalnatého žaludku již srovnatelná (Champagnon et al. 2012b). Menší velikost žaludku může být dána geneticky i prostředím (Champagnon 2011), ale díky velké fenotypové flexibilitě trávicího ústrojí u migrujících ptáků, včetně kachny divoké, se může velikost žaludku u jedinců ze zajetí po určité době strávené v přirozených podmínkách dorovnat na velikost u volně žijících populací (Kehoe et al. 1988, McWilliams & Karasov 2001).

Mechanické vlastnosti potravy poskytované v zajetí mohou vést také k trvalým a geneticky fixovaným změnám stavby zobáku. Výsledky studie (Champagnon et al. 2010), srovnávající hustotu lamel na okraji zobáku u kachny divoké a čírky obecné (*Anas crecca*) u recentních, volně žijících jedinců a exemplářů z muzejních sbírek, ukázaly, že u kachny divoké se hustota lamel za posledních 30 let, kdy docházelo k jejím masovým suplementacím, zmenšila, u čírky však ne. Fakt, že u čírky, ekologicky velmi podobného druhu, k žádným změnám nedošlo, indukuje, že za změnou hustoty lamel u kachen divokých by mohly opravdu stát dlouhodobé, velmi masové suplementační programy. Hustota lamel, resp. velikost mezer mezi jednotlivými lamelami, určuje, jak malé částice potravy mohou být ještě při filtraci zachyceny, a je tak velmi zásadním znakem. Ke změně hustoty mohla vést relaxace selekce na filtraci co nejmenších částí potravy v podmínkách v zajetí, kde je kachnám poskytováno relativně velké zrní a krmné pelety. Tento posun se následně mohl hybridizací s divokými jedinci šířit mezi volně žijící populace. Vzhledem k tomu, že dokrmování kachen rýží, kukuřicí nebo pšenicí se stalo intenzivně využívanou praktikou mysliveckého managementu a kachny čím dál více využívají jako zdroj potravy také kulturní plodiny (Guillemain et al. 2010), mohla by být tato změna potenciálně výhodná i pro volně žijící populace. Menší hustota lamel, tj. větší mezery mezi jednotlivými lamelami, může snížit možnost jejich ucpání bahnem a anorganickými částicemi a tak zvýšit efektivitu získávání větších částí potravy, jež jsou kachnám hojně poskytovány, což by vysvětlovalo rychlé šíření této změny v populaci (Champagnon et al. 2010).

I nepatrná změna v hustotě lamel je zásadní i z hlediska mezidruhové kompetice. U plovavých kachen ze stejné potravní guildy se hustota lamel u jednotlivých druhů mnohdy liší a jejich potravní preference a tedy i ekologické niky se vzájemně nepřekrývají, což umožňuje koexistenci těchto druhů (Nudds et al. 2000, Guillemain et al. 2002). Již zmiňovaný posun v hustotě lamel může tedy mít vliv i na míru mezidruhové kompetice.

Podmínky v zajetí mohou vést i ke změnám tak zásadních znaků, jako je objem mozkovny. U mnoha druhů vrubozobých byl absolutní i relativní objem mozkovny u jedinců

ze zajetí redukovány. Změna však nebyla tak dramatická jako u domestikovaných forem, tj. u kachny a husy domácí. Jak tato redukce ovlivňuje chování, kognitivní schopnosti nebo uspořádání mozku není zcela jasné (Guay a Iwaniuk 2008).

Většina z těchto změn je ve volné přírodě nevýhodná, reprodukční úspěšnost jedinců ze zajetí a tedy i šance, že se tyto změny vnesou mezi volně žijící populace, je tak velmi nízká. Z dlouhodobého hlediska však riziko představovat mohou.

3.4. Změny chování

Podmínky v zajetí mohou vést také ke změně chování. Některé vzorce chování, zásadní pro přežití v přirozených podmínkách (např. potravní či antipredační chování), ztrácejí v zajetí svoji důležitost. Toto uvolnění selekce a přítomnost jiných selekčních tlaků než ve volné přírodě – ať již umělých nebo přirozených – mohou mít tedy za následek postupnou ztrátu přirozených behaviorálních projevů (McPhee 2004, Lahti et al. 2009).

U polodomeštikovaných jedinců z krotkých chovů došlo např. ke ztrátě přirozeného antipredačního chování. Prostředí v zajetí neumožňuje konfrontaci s predátorem a zřejmě tak neposkytuje potřebné klíčové podněty a zážitky. Jedinci kachny divoké ze zajetí nebyli po vypuštění ostražití, agregovali se do velkých skupin, jejich útěková vzdálenost před člověkem byla mnohem menší než u divokých jedinců (Schladweiler & Tester 1972, Osborne et al. 2010). Ovšem jedinci ze zajetí pocházející z linie divokých jedinců vykazovali stejné antipredační i reprodukční (např. chování samic s mláďaty) chování jako divocí jedinci (Lee & Kruse 1973). Toto srovnání a výsledky jiných studií naznačují, že změny antipredačního chování mohou být dané nejen individuálním vývojem v podmínkách v zajetí, ale také geneticky (McPhee 2004, Håkansson et al. 2007, Houde et al. 2010), a v případě hybridizace tak potenciálně představovat riziko pro volně žijící populace, které by ovšem vzhledem k přirozeným selekčním tlakům nemělo být vysoké.

Odchov v zajetí by mohl také vést ke ztrátě přirozených migračních tendencí, vypouštění jedinci by tak mohli ovlivnit i migrační chování a vzdálenost volně žijících populací. Již první studie z 30. let zabývající se chováním a přežíváním polodomeštikovaných kachen ukázaly, že tito jedinci jsou po vypuštění stálí a nemají migrační tendence. Zimní období přežili především díky potravě poskytované lidmi (Lincoln 1934 ex Schladweiler & Tester 1972, Errington & Albert 1936). Některé příměstské populace tak tvoří z velké části jedinci z farmových chovů (Figley a VanDruff 1982, Osborne et al. 2010).

Recentní studie ze Švédska a Finska ukázala, že původní populace kachen divokých migrují dále než populace jedinců ze zajetí. Kratší migrační vzdálenost vypouštěných jedinců

by mohla být způsobena menší rychlostí migrace, vyšší mortalitou těchto jedinců a např. ve Švédsku také importem vajec pocházejících ze stálých populací, např. z Francie (Laikre et al. 2006). Od 50. let se průměrná migrační vzdálenost švédských populací zmenšila ze 787 km na 591 km (Söderquist et al. 2012). Dlouhodobý trend poklesu migrační vzdálenosti byl u kachen divokých zaznamenán i v ČR (Musil et al. 2012). Kromě změny klimatu, tedy častějších mírných zim, by tento pokles mohl být potenciálně způsoben také hybridizací a introgresí mezi volně žijícími populacemi a stálými populacemi ze zajetí. Nicméně k poklesu migrační vzdálenosti došlo v České republice i u poláka chocholačky a poláka velkého, u kterých k suplementacím nedochází (Musil et al. 2012).

Naopak jiné studie (Brakhage 1953, Lee & Kruse 1973, Sellers 1973) ukázaly, že doba odletu, migrační trasy a rychlost migrace byly u kachen ze zajetí stejné jako u divokých jedinců. Ovšem je nutné dodat, že jedinci ze zajetí v těchto studiích pocházeli z divoké linie.

Výsledky výše zmíněných studií tedy naznačují, že toto chování závisí na genetickém pozadí vypouštěných jedinců a k zachování normálního migračního i jiného chování je zásadní genetický potenciál divokých populací.

3.5. Přenos patogenů

Jedním z hlavních rizik suplementací je přenos patogenů mezi volně žijící populace. Podmínky v chovech jsou velmi příhodné pro propuknutí infekčních nákaz způsobených patogeny, jako jsou viry a bakterie. Velmi vysoká koncentrace jedinců na poměrně malém prostoru, jejich nízká genetická variabilita a nízká rezistence vůči patogenům by mohly navíc vést k selekci virulentnějších kmenů (Mennerat et al. 2010). Chovy kachny divoké jsou tak zdrojem mnoha patogenů, které se potenciálně mohou dále šířit mezi volně žijící populace (Cunningham 1996). Také vyšší hustota jedinců v oblasti vypouštění kachen divokých ze zajetí a jejich agregace může sama o sobě zvýšit riziko propuknutí nákaz mezi volně žijícími populacemi (Lebarbenchon et al. 2008). Náказы patogeny mohou mít za následek nižší tělesnou hmotnost, sníženou reprodukční úspěšnost, vyšší míru predace nebo až úhyn infikovaných jedinců (Converse a Kidd 2001).

Z epidemiologického hlediska jsou vrubozobí ptáci velmi důležitou skupinou ptáků. Vzhledem k tomu, že se shlukují do velkých hejn a migrují i na velké vzdálenosti, mohou být rezervoárem mnoha patogenů a šířit je i na velké vzdálenosti (Converse & Kidd 2001, Keawcharoen et al. 2008, Gunnarsson et al. 2012).

Jedním z nejvíce sledovaných patogenů v souvislosti s kachnami divokými je chřipka (influenza) typu A, a to z hlediska možné nákazy člověka a ekonomických dopadů (Gauthier-

Clerc et al. 2007). Chřipka typu A může vyvolávat onemocnění u ptáků i savců, chřipka postihující ptáky je často označována jako virus ptačí chřipky (AIV, tj. avian influenza virus, též aviární influenza). Ptačí chřipka se může vyskytovat jako tzv. nízcí patogenní varianta viru (dále LPAIV, tj. low pathogenic avian influenza virus) s mírným, neletálním průběhem. Kachna divoká je jedním z hlavních hostitelů LPAIV ve volné přírodě (Latorre-Margalef et al. 2009). Kmeny LPAIV přenesené od divokých ptáků do komerčních chovů drůbeže se potenciálně mohou vyvinout do vysoce patogenní varianty (dále HPAIV, tj. high pathogenic avian influenza), která může vést k vysokým úhynům drůbeže a být přenosná i na člověka. Příkladem může být vysoce patogenní kmen ptačí chřipky H5N1, tj. se subtypem hemaglutininu H5 a subtypem neuroamidázy N1 (Gauthier-Clerc et al. 2007).

Kachny divoké nakažené vysoce patogenní chřipkou H5N1 mohou uvolňovat do okolí velké množství viru, aniž by vykazovaly klinické příznaky onemocnění, a mohly by tak potenciálně šířit tuto nákazu na velké vzdálenosti (Keawcharoen et al. 2008). Počet volně žijících jedinců, u nichž byla detekována přítomnost tohoto viru, je však minimální, a je tedy otázkou, zda se H5N1 šíří převážně skrze migrující kachny divoké a jiné druhy ptáků nebo činností člověka, např. obchodem s drůbeží (Gauthier-Clerc et al. 2007).

Přítomnost několika kmenů ptačí chřipky byla zaznamenána i v některých farmových chovech kachen divokých, např. v Dánsku (H5N7; Bragstad et al. 2005) či ve Francii (H10N7; Champagnon 2011). Prevalence ptačí chřipky subtypu H10N7 byla v jednom farmovém chovu kachen divokých ve Francii dokonce 99 %. Při testování na přítomnost tohoto subtypu u 851 jedinců z volně žijících populací v okolí této farmy však u žádného z nich tento virus detekován nebyl. Tyto výsledky tedy neprokázaly možnost přenosu ptačí chřipky mezi farmovými chovy a volně žijícími populacemi (Champagnon 2011). Nicméně i tak mohou být intenzivní chovy kachen divokých potenciálním zdrojem nákazy, jež se může šířit mezi volně žijící populace nebo přenášet z jedné farmy na druhou prostřednictvím importu a exportu vajec a kachňat (Laikre et al. 2006, Gauthier-Clerc et al. 2007, Champagnon 2011).

Další z nákaz, které se mohou v chovech vrubozobých objevit a představovat riziko i pro volně žijící populace je tzv. herpesvirová enteritida kachen (angl. duck plague či duck virus enteritis). Tato nemoc virového původu způsobuje krvácení a léze na sliznicích u vrubozobých ptáků (Converse & Kidd 2001). Nákazy herpesvirovou enteritidou kachen (dále HEK) se objevují hlavně mezi stálými městskými populacemi a především mezi populacemi v zajetí (v komerčních chovech domestikovaných kachen, zoologických zahradách a také farmových chovech kachny divoké). Chovy kachen mohou sloužit jako

rezervoáry HEK a vypouštění jedinců kachny divoké by tak mohlo potenciálně vést k šíření nákazy mezi volně žijící populace (Brand & Docherty 1988).

Určitá korelace mezi oblastmi výskytu nákazy HEK a oblastmi, kde velké počty vypouštěných jedinců kachny divoké interagují s těmi divokými, opravdu existuje. Navíc, u jedinců z divokých populací z oblastí přilehlých k honitbám, kde dochází k suplementacím, byla zjištěna přítomnost oslabeného kmene tohoto viru, který se v chovech využívá jako vakcína proti HEK. Mezi populacemi ze zajetí a z přírody tak prokazatelně dochází k přenosu minimálně tohoto kmene HEK (USFWS 2003). Přestože mortalita při nákaze HEK je u populací v zajetí ve většině případů nízká (do 300 uhynulých kusů), při největší zaznamenané epizootické nákaze HEK v USA v roce 1973 na jezeře Andes uhynulo kolem 40 000 volně žijících vrubozobých ptáků, především kachen divokých (Pearson & Cassidy 1997).

Absence některých patogenů v podmínkách v zajetí může vést k uvolnění selekce na rezistenci proti těmto patogenům (Lahti et al. 2009). Ztráta genetické variability a genetická diferenciace populací kachny divoké ze zajetí oproti divokým populacím byla zjištěna i u genu kódujícího součást hlavního histokompatibilního komplexu (major histocompatibility complex, MHC), který se uplatňuje v imunitním systému (Champagnon 2011, Čížková et al. 2012). Nízká variabilita MHC genů by mohla potenciálně vést ke snížené schopnosti jedinců ze zajetí odolávat některým patogenům. Hybridizace a introgrese mezi jedinci ze zajetí a z divokých populací by tak mohly vést ke změně imunokompetence i volně žijících populací a změnit tak jejich náchylnost k nákaze patogeny (Čížková et al. 2012).

Šíření patogenů je pro volně žijící populace kachny divoké i jiné druhy živočichů velkým rizikem, mělo by být tedy důsledně regulováno patřičnými veterinárními opatřeními a kontrolami a pravidelným monitorováním přítomnosti patogenů u kachen z farmových chovů i volně žijících populací (Cunningham 1996, IUCN 1998, Čížková et al. 2012).

3.6. Vliv na populační dynamiku

Zhodnocení, do jaké míry a jestli pozitivně či negativně ovlivňují suplementace populační dynamiku volně žijících populací, je velmi obtížné. Jednotlivým faktorům ovlivňujícím populační procesy (natalitu, mortalitu, migrace; Newton 1998) a jejich vzájemnému působení na populace kachen divokých nebylo doposud plně porozuměno (Elmberg et al. 2003, Gunnarsson & Elmberg 2008).

Suplementace s cílem zvýšit početnost hnízdních populací kachen divokých se vzhledem k velmi nízké míře přežívání a reprodukční úspěšnosti vypouštěných jedinců neukázaly být

přínosné jak z ekologických, tak ekonomických důvodů, a často se od nich upustilo (Brakhage 1953, Stanton et al. 1992, Osborne et al. 2010).

Nicméně hromadné vypouštění jedinců ze zajetí může efektivně zvýšit populační hustotu krátkodobě a navýšit tak možnost odstřelu (Champagnon et al. 2009). Přestože není reprodukční (demografický) příspěvek vypouštěných jedinců v následujících hnízdních sezónách vysoký, suplementace mohou početnost volně žijících populací pozitivně ovlivnit také nepřímo převedením zvyšujícího se loveckého tlaku z divokých populací na populace kachen vypouštěných v honitbách. Lovecká mortalita volně žijících populací se tak sníží za cenu zvýšené mortality jedinců ze zajetí (Champagnon et al. 2012a), jelikož volně žijící kachny divoké v lovecké sezóně více preferují lokality mimo honitby (Legagneux et al. 2009), zatímco jedinci ze zajetí většinou zůstávají na místě vypouštění. Reálný poměr jedinců ze zajetí a z přírody mezi odstřelenými kusy, ovšem není většinou zjišťován. Zvyšující se míra odstřelu kachny divoké za posledních několik desetiletí ve Francii je dle výsledků srovnávací analýzy recentních a historických statistik míry odstřelu u kachny divoké a čírky obecné (*Anas crecca*) nejspíše důsledkem hromadného vypouštění kachen divokých. Podle výsledků modelovací studie by při současné míře odstřelů nebyla početnost volně žijících populací udržitelná (Champagnon 2011).

Suplementace však nemusí mít na populační dynamiku volně žijících populací jen pozitivní vliv. Hybridizace a introgrese mezi populacemi jedinců ze zajetí a z přírody by mohly vést ke zvýšení populační hustoty volně žijících populací, ovšem mohly by mít i dlouhodobé negativní následky. Jak již bylo zmíněno, jedinci ze zajetí se od jedinců z volně žijících populací mohou geneticky, morfologicky i behaviorálně lišit, přičemž většina z těchto změn by v přirozených podmínkách mohla být nevýhodná, což by v případě možné introgrese mohlo vést ke snížení průměrného fitness volně žijících populací, a tak i jejich početnosti. (Ford 2002, Araki et al. 2007, Champagnon et al. 2012a).

Rapidní zvýšení populační hustoty kachny divoké po vypuštění mnoha tisíců jedinců ze zajetí by mohlo negativně ovlivnit populační dynamiku volně žijících populací i prostřednictvím hustotně závislých faktorů, jako jsou predace, kompetice o potravní i jiné zdroje a přenos patogenů. (Newton 1998).

Negativní hustotní závislost byla zaznamenána v několika experimentálních studiích, ve kterých byla v přirozeném prostředí uměle navýšena populační hustota kachen divokých. Při zvýšení populační hustoty došlo ke snížení velikosti snůšky na jedince (Elmberg et al. 2005) a snížení míry přežívání u kachňat (Gunnarsson et al. 2006). Práce studující původní populace (tj. početnost nebyla uměle navyšována) několika druhů kachen v boreálních oblastech Finska

(Elmberg et al. 2003) naopak ukázala, že reprodukční úspěšnost u kachny divoké hustotně závislá není. Přežívání jedinců kachny divoké v zimním období se naopak ukázalo být silně negativně závislé na populační hustotě (Hill 1984).

Velká koncentrace jedinců může vést ke zvýšené míře predace (Champagnon et al. 2012a). U kachen divokých byla pozorována hustotně závislá jak hnízdní predace, tak predace kachňat (Hill 1984, Gunnarsson & Elmberg 2008). Predátoři vykazují funkční (zvýšení účinnosti lovu) i početní odpověď (zvýšení početnosti predátora) na zvýšení populační hustoty kořisti. V oblasti, kde docházelo k hromadnému vypouštění bažanta obecného (*Phasianus colchicus*), byla míra predace jestřábem lesním (*Accipiter gentilis*) vyšší než v oblastech s pouze původními, divokými bažanty (Kenward et al. 1981). Lovci mohou v tomto smyslu také představovat „predátora“.

Velké hustoty ptáků mohou také usnadnit přenos a šíření patogenů. Nákaza nemusí vést nutně k úmrtí infikovaného jedince, ale může snížit jeho tělesnou hmotnost a mít tak vliv na fitness a z dlouhodobého hlediska potenciálně i na populační dynamiku (Latorre-Margalef et al. 2009). Příliš vysoké koncentrace jedinců mohou vyvolávat u ptáků stres a snižovat tak jejich kondici, což může činit tyto jedince náchylnější k nákazám (Lebarbechon et al. 2008).

Vzhledem k faktu, že jsou kachny divoké potravní oportunisté a vypouštěné kachny jsou navíc velmi často dokrmovány pšenicí, kukuřicí nebo rýží (Champagnon et al. 2009), nepředstavuje kompetice o potravní zdroje pro volně žijící populace výrazné riziko. Naopak volně žijící ptáci mohou těchto dodatečných zdrojů potravy také využívat (Guillemain et al. 2010). Reprodukční úspěšnost kachen divokých se v jedné studii neukázala být limitována potravními zdroji ani na oligotrofních jezerech (Elmberg et al. 2003), nicméně jiná studie ukázala, že na oligotrofních jezerech přežívání kachňat potravními zdroji limitováno bylo (Gunnarsson et al 2004).

Vypouštění mnoha jedinců ze zajetí může negativně ovlivnit volně žijící populace i nepřímo – relativně snadné a rychlé navýšení loveckých příležitostí může odvádět pozornost managementu od snahy navýšit původní populace zvyšováním hnízdních možností a péčí o jejich prostředí (Bro et al. 2006).

Vzhledem k možnému působení výše zmíněných faktorů je zhodnocení vlivu vypouštěných jedinců na populační dynamiku volně žijících populací velmi obtížné. V některých zemích, kde se každoroční vypouštění mnoha tisíc jedinců stalo běžnou praxí, je trend početnosti populací kachen divokých rostoucí. Ve Švédsku a UK dochází k nárůstu početnosti hnízdních populací (Birdlife International 2004), v ČR (Musil et al. 2011) a Francii (Fouque et al. 2009) k nárůstu zimujících populací. Zhodnocení, zda a do jaké míry by na tyto trendy

mohly mít vliv populace jedinců ze zajetí, je velmi obtížné i vzhledem k mnoha dalším faktorům, jako je např. zlepšování habitatů a zvyšování hnízdních možností či mírnější zimy, jež mohou být příčinou pozorovaného nárůstu (Guillemain et al. 2010). Přestože se velikost populace kachen divokých v ČR zdá být nyní vyšší než v předchozích letech, pozitivní vliv masového vypouštění nebyl dokázán. Klesající trend hnízdní populace zde byl zaznamenán v letech 1988-2000 i přes každoroční vypouštění mnoha tisíců kachen (Musil et al. 2001).

4. Vliv na ostatní druhy vodních ptáků a jejich prostředí

Obsah této kapitoly přesahuje tematický rozsah této práce, nicméně, pro úplnost zde ve zkratce zmíníme i některé potenciální vlivy na ostatní druhy živočichů, především vodních ptáků, a na mokřadní ekosystémy. Interakce mezi vypouštěnými kachnami a jejich okolím jsou ovšem velmi komplexní, zhodnocení jejich možného vlivu na jednotlivé složky ekosystému je tak velmi složité.

Na ostatní druhy vodních ptáků mohou vypouštěné kachny divoké působit podobně jako na příslušníky stejného druhu. Tedy prostřednictvím mezidruhové kompetice o potravní zdroje a hnízdní příležitosti, zvýšením rizika predace a introdukce a šíření patogenů (Cunningham 1996, Newton 1998, Musil & Cepák 2004).

Vypouštění jedinci mohou potravně konkurovat rodinkám i pelichajícím dospělým jedincům ostatních druhů kachen (Musil & Cepák 2004). U blízce příbuzných sympatrických druhů plovavých kachen – např. kachny divoké (*Anas platyrhynchos*), ostralky štíhlé (*A. acuta*) a čírky obecné (*A. crecca*) – bylo ovšem pozorováno rozdělení potravních nik (food partitioning) způsobené rozdílnou hustotou lamel na zobáku, a tedy filtrací odlišně velké kořisti, a rozdílnou délkou těla umožňující vertikální segregaci mezi danými druhy, tj. sběr potravy „panáčkováním“ v různých hloubkách. Tyto ekomorfologické rozdíly mohou snižovat míru mezidruhové kompetice a umožnit tak koexistenci těchto druhů (Nudds et al. 2000, Guillemain et al. 2002, Brochet et al. 2012). Navíc je vypouštěným kachnám obvykle také poskytováno velké množství dodatečné potravy (Guillemain et al. 2010).

Vysoké koncentrace jedinců kachny divoké mohou vést k celkovému zvýšení míry predace v oblasti vypouštění, jelikož predátoři mohou vykazovat funkční (zvýšení účinnosti lovu) i početní odpověď (zvýšení početnosti predátora) na zvýšení populační hustoty kořisti (Kenward et al. 1981, Newton 1998).

Podmínky v intenzivních chovech mohou být příhodné pro výskyt mnoha patogenů. Při kontaktu vypuštěných jedinců kachny divoké s ostatními druhy ptáků by tak mohlo dojít

i k mezidruhovému přenosu infekčních onemocnění (Cunningham 1996, Converse & Kidd 2001, Gauthier-Clerc et al. 2007). Také samotná vysoká koncentrace ptáků v místě vypouštění může vést k propuknutí nákazy a jejímu rychlému šíření (Lebarbenchon et al. 2008).

Přítomnost a aktivita často mnoha tisíců kachen ze zajetí může vést až ke změně okolního prostředí. Vypouštěné kachny by mohly mít vliv například na kvalitu vody. S jejich výkaly se může do vody dostat velké množství fosforu, což by mohlo vést ke zvýšení eutrofizace vod a přemnožení fytoplanktonu, vedoucímu ke snížení průhlednosti vody, nedostatku kyslíku u dna a následnému úhynu vodních makrofyt (Noer et al. 2008). Rostlinný pokryv je přitom velmi důležitý pro zachování diverzity vodních ptáků (Musil 2006a). V mnoha rybníčních či jezerních oblastech již intenzifikace rybářství vedla k nadměrné eutrofizaci vod a s ní souvisejícím následkům. Velká hustota rybí osádky může při limitaci potravními zdroji navíc vést k potravní kompetici s vodními ptáky. Podmínky na mnoha vodních plochách jsou tak pro některé druhy vodních ptáků (např. potápivých kachen; Musil & Cepák 2004) nevhodné. Vypouštění mnoha tisíců jedinců kachny divoké na dané vodní plochy tak může potenciálně vést k dalšímu zhoršení této situace (Musil 2006a, Noer et al. 2008, Broyer & Calenge 2010, Broyer & Curtet 2012).

Nepříznivé podmínky (kompetice, vysoká prevalence parazitárních nákaz, vysoký predatorní tlak, nízká kvalita habitatu) způsobené přítomností velkého počtu vypouštěných kachen divokých mohou vést k emigraci některých druhů vodních ptáků z daných oblastí (Legagneux et al. 2009). V podmínkách jihočeských rybníků se početnost jiných druhů, kromě kachny divoké, v druhé polovině hnízdní sezóny, tj. po vypuštění odchovaných kachen, výrazně snižuje. V období podzimního tahu pak zůstává kachna divoká naprosto převažujícím druhem kachen (Macháček et al. 2008).

Především v nepůvodních areálech rozšíření mohou introdukovaní a vypouštění jedinci kachny divoké (*A. platyrhynchos*) představovat hrozbu také pro genetickou identitu blízce příbuzných druhů kachen. Křížení kachny divoké s mnohdy ohroženými a endemickými druhy bylo pozorováno v mnoha oblastech, např. na Novém Zélandu, Havajských ostrovech, východě USA či jižní Floridě. Hybridizace a introgrese mezi kachnou divokou a původními druhy (či poddruhy) by tak mohly potenciálně vést až k vymizení jejich morfologické i genetické divergence (Rhymer & Simberloff 1996, Banks et al. 2008).

Hybridizace s introdukovanými jedinci kachny divoké nejspíše stojí za populačním poklesem kachny proužkované (*A. superciliosa*) na Novém Zélandu. Genetické analýzy naznačují, že hybridizace se zpětným křížením by mohla potenciálně vést až k zániku genetické identity tohoto původního druhu (Rhymer et al. 1994). Kachna divoká může

hybridizovat také s kachnou tmavou (*A. rubripes*), rozšířenou ve východní části Severní Ameriky. Změna habitatů způsobená lidskou expanzí odstranila geografické bariéry mezi těmito druhy a jejich vzájemnou hybridizací a introgresí. K výraznému snížení genetické diferenciace mezi těmito druhy nejspíše přispělo i každoroční vypouštění mnoha tisíců jedinců kachny divoké ze zajetí v původním areálu rozšíření kachny tmavé (Mank et al. 2004). Velkou hrozbu představují vypouštění či uprchlí jedinci kachny divoké také pro populace kachny divoké floridské (*A. p. fulvigula*) na Floridě (Williams et al. 2005). V Jihoafrické republice představují introdukované kachny divoké vážnou hrozbu pro kachnu žlutozobou (*A. undulata*) a potenciálně také pro kachnu tmavou (*A. sparsa*; Rhymer 2006). Dalším druhem, pro který představuje hybridizace s introdukovanými jedinci kachny divoké potenciální riziko, je ohrožená kachna madagaskarská (*A. melleri*). K hybridizaci mezi těmito druhy dochází nejen na Madagaskaru, ale také na Mauriciu, kde jsou však oba tyto druhy nepůvodní (Rhymer 2006, Banks et al. 2008). Hybridizace s introdukovanými jedinci kachny divoké vedla také k poklesu početnosti ohrožené kachny havajské (*A. wyvilliana*), endemického druhu Havajských ostrovů (Fowler et al. 2009).

Nejúčinnějším, nicméně obtížně realizovatelným řešením by mohla být eliminace kachen divokých v nepůvodních oblastech. Populace kachny divoké jsou již regulovány např. v některých provinciích v Jihoafrické republice (Banks et al. 2008). Toto radikální řešení se však často setkává s nesouhlasem veřejnosti a např. na Novém Zélandu, kde se kachny divoké staly oblíbenou lovnou zvěří, také lovců pernaté zvěře (Kear 2005).

Management spojený s vypouštěním a lovením pernaté zvěře by mohl mít na okolní prostředí potenciálně i pozitivní vliv. Masivní vypouštění kachen divokých může odvádět pozornost lovců od ostatních druhů drobné zvěře. Finance plynoucí z loveckých aktivit a snaha o udržení co největší možnosti odstřelu mohou vést k budování a zlepšování podmínek mokřadních habitatů a jejich ochraně. Tato území, jež by jinak mohla být proměněna např. na zemědělskou půdu, tak mohou být zachována a poskytovat útočiště i dalším organismům. Na druhou stranu však může vypouštění kachen divokých a jejich lov vést ke snižování biodiverzity v daných habitatech (Bennet & Whitten 2003).

Závěr

Tato práce se zabývá možnými dopady vypouštění kachen divokých z krotkých odchovů na volně žijící populace tohoto druhu. Suplementace kachny divoké mohou prostřednictvím hybridizace a introgrese mezi těmito dvěma diverzifikovanými populacemi ohrozit genetickou identitu a variabilitu volně žijících populací a potenciálně tak vést k morfologickým i behaviorálním změnám či modifikacím imunokompetence. Chovy mohou být možným zdrojem mnoha patogenů a prostřednictvím vypouštěných jedinců může dojít k přenosu a šíření infekčních onemocnění mezi divokými populacemi. Kombinace výše zmíněných procesů, hustotně závislých faktorů a možného reprodukčního příspěvku vypouštěných jedinců, by mohly ovlivnit také fitness a populační dynamiku divokých populací. Vypouštění jedinci mohou mít vliv i na ostatní organismy a okolní prostředí.

Ke zhodnocení, do jaké míry k těmto procesům doopravdy dochází, jsou ovšem zapotřebí další studie. Vzhledem k obrovskému měřítku, ve kterém k suplementacím kachny divoké v některých oblastech dochází a jejich možným dopadům, bylo této problematice doposud věnováno překvapivě málo pozornosti. Studie zabývající se možnými riziky suplementací se doposud soustředily na jiné druhy lovné zvěře a intenzivní rybářské hospodaření nebo, a to především, na suplementace, jejichž primárním cílem je ochrana ohrožených druhů. Problematika suplementací kachny divoké tedy skýtá prostor pro budoucí studie či si o ně přímo žádá. Vnést světlo do této problematiky by mohly především dlouhodobé genetické analýzy populací ze zajetí i z přírody. Získané poznatky by mohly velmi přispět k porozumění ekologie, zranitelnosti a disperze uměle odchovaných jedinců nebo by mohly být využity jako modelové, např. při studiu suplementačních programů ohrožených druhů.

Zavedení vhodných opatření by mohlo vést k snížení těchto rizik. Do budoucna by měly plány mysliveckého managementu přihlížet k základním genetickým poznatkům a důsledně kontrolovat genetickou čistotu jedinců z chovů a minimalizovat tak negativní genetické dopady a další možné změny s nimi související. Myslivecký management by měl dále věnovat pozornost především obhospodařování volně žijících populací například zlepšováním jejich hnízdních podmínek a méně se spoléhat na krotké chovy. Kromě omezení vypouštění kachen ze zajetí by měla být zvážena vyšší regulace odstřelu, jež by přispěla k dlouhodobé udržitelnosti volně žijících populací pernaté zvěře.

Seznam literatury

- Allendorf, F. W., England, P. R., Luikart, G., Ritchie, P. A. & Ryman, N. (2008) Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 327-337.
- Araki, H., Cooper, B. & Blouin, M. S. (2007) Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science*, 318: 100-103.
- Arroyo, B. & Beja, P. (2002) *Impact of hunting management practices on biodiversity*. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos. Ciudad Real, Spain.
- Baldassare, G. A. & Bolen, E. G. (2006) *Waterfowl Ecology and Management 2nd edition*. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida, USA.
- Banks, A. N., Wright, L. J., Maclean, I. M. D., Hann, C. & Rehfisch, M. M. (2008) *Review of the Status of Introduced Non-Native Waterbird Species in the Area of the African-Eurasian Waterbird Agreement: 2007 Update*. British Trust for Ornithology, Thetford, UK.
- Baratti, M., Cordaro, M., Dessì-Fulgheri, F., Vannini, M. & Fratini, S. (2009) Molecular and ecological characterization of urban populations of the mallard (*Anas platyrhynchos* L.) in Italy. *Italian Journal of Zoology*, 76: 330-339.
- Barbanera, F., Pergams, O. R. W., Guerrini, M., Forcina, G., Panayides, P. & Dini, F. (2010) Genetic consequences of intensive management in game birds. *Biological Conservation*, 143: 1259-1268.
- Bennett, J. & Whitten, S. (2003) Duck hunting and wetland conservation: Compromise or synergy? *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 51: 161-173.
- Birdlife International (2004) *Birds in Europe: populations, estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 12, Birdlife International, Cambridge, UK.
- Bishop, R. A. & Barratt, R. (1970) Use of artificial nest baskets by mallards. *The Journal of Wildlife Management*, 34: 734-738.
- Blair, M. J., McKay, H., Musgrove, A. J. & Rehfisch, M. M. (2000) *Review of the Status of Introduced Non-Native Waterbird Species in the Agreement Area of the African-Eurasian Waterbird Research Contract CR0219*, British Trust for Ornithology, Thetford, UK.
- Bolen, E. G. (2000) Waterfowl management: yesterday and tomorrow. *The Journal of Wildlife Management*, 64: 323-335.
- Bragstad, K., Jørgensen, P. H., Handberg, K. J., Møllergaard, S., Corbet, S. & Fomsgaard, A. (2005) New avian influenza A virus subtype combination H5N7 identified in Danish mallard ducks. *Virus Research*, 109: 181-190.
- Brakhage, G. K. (1953) Migration and mortality of ducks hand-reared and wild-trapped at Delta, Manitoba. *The Journal of Wildlife Management*, 4: 465-477.
- Brand, C. J. & Docherty, D. E. (1988) Post-epizootic surveys of waterfowl for duck plague (duck virus enteritis). *Avian Diseases*, 32: 722-730.
- Bro, E., Arroyo, B. & Migot, P. (2006) Conflict between grey partridge *Perdix perdix* hunting and hen harrier *Circus cyaneus* protection in France: a review. *Wildlife Biology*, 12: 233-247.
- Brochet, A. L., Dessborn, L., Legagneux, P., Elmberg, J., Gauthier-Clerc, M., Fritz, H. & Guillemain, M. (2011) Is diet segregation between dabbling ducks due to food partitioning? A review of seasonal patterns in the Western Palearctic. *Journal of Zoology*, 286: 171-178.
- Broyer, J. & Calenge, C. (2010) Influence of fish-farming management on duck breeding in French fish pond systems. *Hydrobiologia*, 637: 173-185.
- Broyer, J. & Curtet, L. (2012) Biodiversity and fish farming intensification in French fishpond systems. *Hydrobiologia*, 694: 205-218.

- Burian, F. (1972) Chov a lov divokých kachen v oblasti lesního závodu v Opočně. *Folia venatoria*, 2: 337-339.
- Byers, S. M. & Cary, J. R. (1991) Discrimination of mallard strains on the basis of morphology. *The Journal of Wildlife Management*, 55: 580-586.
- Cepák, J., Klvaňa, P., Škopek, J., Schröpfer, L., Jelínek, M., Hořák, D., Formánek, J. & Zárybnický, J., eds. (2008) *Atlas migrace ptáků České republiky a Slovenska*. Avetinum, Praha.
- Champagnon, J. (2011) Consequences of the introduction of individuals within harvested population: the case of the Mallard *Anas platyrhynchos*. PhD thesis, University of Montpellier II, France.
- Champagnon, J., Elmberg, J., Guillemain, M., Gauthier-Clerc, M. & Lebreton, J. D. (2012a) Conspecifics can be aliens too: a review of effects of restocking practices in vertebrates. *Journal for Nature Conservation*, 20: 231-241.
- Champagnon, J., Guillemain, M., Elmberg, J., Folkesson, K. & Gauthier-Clerc, M. (2010) Changes in Mallard *Anas platyrhynchos* bill morphology after 30 years of supplemental stocking. *Bird study*, 57: 344-351.
- Champagnon, J., Guillemain, M., Elmberg, J., Massez, G., Cavallo, F. & Gauthier-Clerc, M. (2012b) Low survival after release into the wild: assessing „the burden of captivity” on Mallard physiology and behaviour. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 255-267.
- Champagnon, J., Guillemain, M., Gauthier-Clerc, M., Lebreton, J. D. & Elmberg, J. (2009) Consequences of massive bird releases for hunting purposes: Mallard *Anas platyrhynchos* in the Camargue, southern France. *Wildfowl Special Issue*, 2:184-191.
- Cheng, K. M., Shoffner, R. N., Phillips, R. E. & Lee, F. B. (1978) Mate preference in wild and domesticated (game-farm) mallards (*Anas platyrhynchos*): I. Initial preference. *Animal Behaviour*, 26: 996-1003.
- Cheng, K. M., Shoffner, R. N., Phillips, R. E. & Lee, F. B. (1979) Mate preference in wild and domesticated (game-farm) mallards: II. Pairing success. *Animal Behaviour*, 27: 417-425.
- Cheng, K. M., Shoffner, R. N., Phillips, R. E. & Lee, F. B. (1980) Reproductive performance in wild and game farm mallards. *Poultry Science*, 59: 1970-1976.
- Converse, K. A. & Kidd, G. A. (2001) Duck plague epizootics in the United States, 1967-1995. *Journal of Wildlife Diseases*, 37: 347-357.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (1977) *The Birds of the western Palearctic. Vol. I*, Oxford University Press, Oxford, UK.
- Crowe, O., Austin, G. E., Colhoun, K., Cranswick, P. A., Kershaw, M. & Musgrove, A. J. (2008) Estimates and trends of waterbird numbers wintering in Ireland, 1994/95 to 2003/04. *Bird Study*, 55: 66-77.
- Cunningham, A. A. (1996) Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology*, 10: 349-353.
- Čížková, D., Javůrková, V., Champagnon, J. & Kreisinger, J. (2012) Duck's not dead: Does restocking with captive bred individuals affect the genetic integrity of wild mallard (*Anas platyrhynchos*) population? *Biological Conservation*, 152: 231-240.
- DGIF (2007) *An evaluation of captive-bred mallard releases in Virginia*. Mallard Release Committee, Virginia, USA.
- eAGRI (2005) Roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře v ČR za rok 1980 [online]. [cit. 2012-07-30]. Dostupné z WWW: <http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/statistika/lesy/myslivost/archiv/x1971-1980/rocn-vykaz-o-honitbach-stavu-1980.html>.
- eAGRI (2008) Roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře v ČR za rok 2007 [online]. [cit. 2012-07-30]. Dostupné z WWW: <http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/statistika/lesy/myslivost/x2001-2010/>.

- eAGRI (2011) Roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře v ČR za rok 2010 [online]. [cit. 2012-07-30]. Dostupné z WWW: <http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/statistika/lesy/myslivost/>.
- Elmberg, J., Gunnarsson, G., Pöysä, H., Sjöberg, K., & Nummi, P. (2005) Within-season sequential density dependence regulates breeding success in mallards *Anas platyrhynchos*. *Oikos*, 108:582-590.
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H. & Sjöberg, K. (2003) Breeding success of sympatric dabbling ducks in relation to population density and food resources. *Oikos*, 100: 333-341.
- Errington, P. L. & Albert, W. E. Jr. (1936) Banding studies of semidomesticated mallard ducks. *Bird-Banding*, 7: 69-73.
- Figley, W. K. & VanDruff, L. W. (1982) The ecology of urban mallards. *Wildlife Monographs*, 81: 3-39.
- Ford, M. J. (2002) Selection in captivity during supportive breeding may reduce fitness in the wild. *Conservation Biology*, 16: 815-825.
- Fouque, C., Guillemain, M. & Schricke, V. (2009) Trends in the numbers of Coot *Fulica atra* and wildfowl *Anatidae* wintering in France, and their relationship with hunting activity at wetland sites. *Wildfowl Special Issue*, 2: 42-59.
- Fowler, A. C., Eadie, J. M. & Engilis, A. (2009) Identification of endangered Hawaiian ducks (*Anas wyvilliana*), introduced North American mallards (*A. platyrhynchos*) and their hybrids using multilocus genotypes. *Conservation Genetics*, 10: 1747-1758.
- Frankham, R. (2008) Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. *Molecular Ecology*, 17: 325-333.
- Gauthier-Clerc, M., Lebarbenchon, C. & Thomas, F. (2007) Recent expansion of highly pathogenic avian influenza H5N1: a critical review. *Ibis*, 149: 202-214.
- Gilligan, D. M. & Frankham, R. (2003) Dynamics of genetic adaptation to captivity. *Conservation Genetics*, 4: 189-197.
- Giltner, L. T. & Couch, J. F. (1930) Western duck sickness and botulism. *Science*, 72: 660.
- Guay, P. J. & Iwaniuk, A. N. (2008) Captive breeding reduces brain volume in waterfowl (Anseriformes). *The Condor*, 110: 276-284.
- Guillemain M., Elmberg, J., Gauthier-Clerc, M., Massez, G., Hearn, R. & Champagnon, J. (2010) Wintering French Mallard and Teal are heavier and in better body condition than 30 years ago: Effects of a changing environment? *AMBIO*, 39: 170-180.
- Guillemain, M., Fritz, H., Guillon, N. & Simon, G. (2002) Ecomorphology and coexistence in dabbling ducks: the role of lamellar density and body length in winter. *Oikos*, 98: 547-551.
- Gunnarsson, G. & Elmberg, J. (2008) Density-dependent nest predation – an experiment with simulated Mallard nests in contrasting landscapes. *Ibis*, 150: 259-269.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Sjöberg, K., Pöysä & Nummi, P. (2004) Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology*, 82: 1698-1703.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Sjöberg, K., Pöysä & Nummi, P. (2006) Experimental evidence for density-dependent survival in mallard (*Anas platyrhynchos*) ducklings. *Oecologia*, 149: 203-213.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J. & Waldenström, J. (2011) Trends in body mass of ducks over time: the hypotheses in Guillemain et al. revisited. *AMBIO*, 40: 338-340.
- Gunnarsson, G., Latorre-Margalef, N., Hobson, K. A., Van Wilgenburg, S. L., Elmberg, J., Olsen, B., Fouchier, R. A. M. & Waldenström, J. (2012) Disease dynamics and bird migration – linking mallards *Anas platyrhynchos* and subtype diversity of the influenza A virus in time and space. *PLoS ONE*, 7: e35679.

- Håkansson, J., Bratt, C. & Jensen, P. (2007) Behavioural differences between two captive populations of red jungle fowl (*Gallus gallus*) with different genetic background, raised under identical conditions. *Applied Animal Behaviour Science*, 102: 24-38.
- Hill, D. A. (1984) Population regulation in the mallard (*Anas platyrhynchos*). *The Journal of Animal Ecology*, 53: 191-202.
- Holt, C. A., Austin, G. E., Calbrade, N. A., Mellan, H. J., Mitchell, C., Stroud, D. A., Wotton, S. R. & Musgrove, A. J. (2011) *Waterbirds in the UK 2009/10: The Wetland Bird Survey*. BTO/RSPB/JNCC, Thetford, UK.
- Houde, A. L. S., Fraser, D. J. & Hutchings, J. A. (2010) Reduced anti-predator responses in multi-generational hybrids of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Conservation Genetics*, 11: 785-794.
- Hoyo, J. del, Elliott, A. & Sargatal J., eds. (1996) *Handbook of the Birds of the World, Vol. 1 Ostrich to Ducks*, Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Hudec, K. ed. (1994) *Fauna ČR a SR. Ptáci 1*. Academia, Praha.
- Hůda, J., Hanzal, V., Kunitzká, E. & Plaňanská, J. (2001) Chov kachny divoké v honitbách Rybářství Třeboň a. s., Abstrakt z konference „Pernatá zvěř 2001“.
- IUCN (1998) *Guidelines for Reintroductions*. Prepared by the IUCN/SCC Re-introduction Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN (2012) IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. [online]. [cit. 2012-07-30]. Dostupné z WWW: www.iucnredlist.org.
- Johnsgard, P. A. (2010) Waterfowl of North America: hunting and recreational values of North American waterfowl, *Waterfowl of North America, Revised Edition (2010)*, Paper 6.
- Johnson, D. H. & Shaffer, T. L. (1987) Are mallards declining in North America? *Wildlife Society Bulletin*, 15: 340-345.
- Kear, J. (2005) *Bird Families of the World: Ducks, Geese and Swans*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Keawcharoen, J., Van Riel, D., Van Amerongen, G., Bestebroer, T., Beyer, W. E., Van Lavieren, R., Osterhaus, A. D. M. E., Fouchier, R. A. M. & Kuiken, T. (2008) Wild ducks as long-distance vectors of highly pathogenic avian influenza virus (H5N1). *Emerging Infectious Diseases*, 14: 600-607.
- Kehoe, F. P., Ankney, C. D. & Alisauskas, R. T. (1988) Effects of dietary fiber and diet diversity on digestive organs of captive Mallards (*Anas platyrhynchos*). *Canadian Journal of Zoology*, 1988, 66: 1597-1602.
- Kenward, R. E., Marcström, V. & Karlbom, M. (1981) Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. *The Journal of Wildlife Management*, 45: 397-408.
- Klápště, J. (2009) Neobvyklé zbarvení opeření u kachny divoké (*Anas platyrhynchos*). *Panurus*, 18: 69-72.
- Kraus, R. H. S., Zeddeman, A., van Hooft, P., Sartakov, D., Soloviev, S. A., Ydenberg, R. C. & Prins, H. H. T. (2011) Evolution and connectivity in the world-wide migration system of the mallard: Inferences from mitochondrial DNA, *BMC Genetics*, 12: 99.
- Lahti, D. C., Johnson, N. A., Ajie, B. C., Otto, S. P., Hendry, A. P., Blumstein, D. T., Coss, R. G., Donohue, K. & Foster, S. A. (2009) Relaxed selection in the wild. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 487-496.
- Laikre, L., Palmé, A., Josefsson, M., Utter, F. & Ryman, N. (2006) Release of alien populations in Sweden. *AMBIO*, 35: 255-261.

- Laikre, L., Schwartz, M. K., Waples, R. S., Ryman, N. & The GeM Working Group (2010) Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale release of plants and animals. *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 520-529.
- Latorre-Margalef, N., Gunnarsson, G., Munster, V. J., Fouchier, R. A. M., Osterhaus, A. D. M. E., Elmberg, J., Olsen, B., Wallensten, A., Haemig, P. D., Fransson, Brudin, L. & Waldenström, J. (2009) Effects of influenza A virus infection on migrating mallard ducks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 1029-1036.
- Lebarbenchon, C., Brown, S. P., Poulin, R., Gauthier-Clerc, M. & Thomas, F. (2008) Evolution of pathogens in a man-made world. *Molecular Ecology*, 17: 475-484.
- Lee, F. B. & Kruse, A. D. (1973) High survival and homing rate of hand-reared wild-strain mallards. *The Journal of Wildlife Management*, 37: 154-159.
- Legagneux, P., Inchausti, P., Bourguemestre, F., Latraube, F. & Bretagnolle, V. (2009) Effect of predation risk, body size, and habitat characteristics on emigration decisions in mallards. *Behavioral Ecology*, 20: 186-194.
- Lincoln, F. C. (1934) Restocking of marshes with hand-reared mallards not proved practicable. *Yearbook of the United States Department of Agriculture*, 1934: 310-313. *
- Liukkonen-Anttila, T., Saartoala, R. & Hissa, R. (2000) Impact of hand-rearing on morphology and physiology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Comparative Biochemistry and Physiology – Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 125: 211-221.
- Locke, L. N. & Friend, M. (1987) Avian botulism. *Field guide to wildlife diseases*. 1: 135-152. *
- Lokemoen, J. T., Duebbert, H. F. & Sharp, D. E. (1990) Homing and reproductive habits of mallards, gadwalls, and blue-winged teal. *Wildlife Monographs*, 106: 1-28.
- Lynch, M. & O'Hely, M. (2001) Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. *Conservation Genetics*, 2: 363-378.
- Macháček, P., Pykal, J., Ševčík, J. & Chobotská, H. (2008) Výsledky dlouhodobého monitoringu vodních ptáků na jižní Moravě a v jižních Čechách. MŽP ČR, Praha.
- Mank, J. E., Carlson, J. E. & Brittingham, M. C. (2004) A century of hybridization: decreasing genetic distance between American black ducks and mallards. *Conservation Genetics*, 5: 395-403.
- McPhee, E. (2004) Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation*, 115: 71-77.
- McWilliams, S. R. & Karasov, W. H. (2001) Phenotypic flexibility in digestive system structure and function in migratory birds and its ecological significance. *Comparative Biochemistry and Physiology - Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 128: 577-591.
- Mennerat, A., Nilsen, F., Ebert, D. & Skorpung, A. (2010) Intensive farming: evolutionary implications for parasites and pathogens. *Evolutionary Biology*, 37: 59-67.
- Mondain-Monval, J. Y. & Girard, O. (2000) Le Canard Colvert, la Sarcelle d'Hiver & autres canards de surface. *Faune Sauvage*, 251: 124-139. *
- Mooij, J. H. (2005) Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 30: 49-76.
- Musil, P. (2006a) A review of the effects of intensive fish production on waterbird breeding populations. In: Boere G. C., Galbraith C. A. & Stroud D. A., eds. (2006) *Waterbirds around the world*. The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Musil, P. (2006b) Monitoring populací vodních ptáků: 208-223. In: Vačkář (ed.) *Ukazatelé změn Biodiversity*, Academia, Praha.

*

Převzaté citace

- Musil, P. & Cepák, J. (2004) Vývoj početnosti hnízdních populací vodních ptáků v ČR a jeho možné příčiny. *Ochrana Přírody*, 59: 294-297.
- Musil, P., Cepák, J., Hudec, K. & Zárybnický, J. (2001) *The long-term trends in the breeding waterfowl populations in the Czech Republic*. OMPO & Institute of Applied Ecology, Kostelec nad Černými lesy.
- Musil, P., Cepák, J., Klvaňa, P. & Zárybnický, J. (2012) Migration and movements of ducks in the Czech republic. In: Musilová, Z., Musil, P. & Hearn, R., eds. (2012): *The 3rd Pan-European Duck Symposium: Abstract book and programme*. Czech University of Life Sciences, Prague, 7.
- Musil, P. & Musilová, Z. (2010) Trendy početnosti zimujících vodních ptáků v ČR (1966–2008). *Aythya*, 3: 31-58.
- Musil, P., Musilová, Z., Fuchs, R. & Poláková, S. (2011) Long-term changes in numbers and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic (1966-2008). *Bird Study*, 58: 450–460.
- Newton, I. (1998) *Population limitation in migrants*. Academic press, San Diego, USA.
- Nichols, J. D., Johnson, F. A. & Williams, B. K. (1995) Managing North American waterfowl in the face of uncertainty. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26: 177-199.
- Nilsson, L. (2008) Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967-2006. *Ornis Svecica*, 18: 135–236.
- Noer, H., Søndergaard, M. & Jørgensen, T. B. (2008) *Udsætning af gråender i Danmark og påvirkning af søers fosforindhold*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet – Faglig rapport fra DMU nr. 687.
- Nudds, T. D., Elmberg, J., Pöysä, H., Sjöberg, K. & Nummi, P. (2000) Ecomorphology in breeding Holarctic dabbling ducks: the importance of lamellar density and body length varies with habitat type. *Oikos*, 91: 583-588
- Osborne, C. E., Swift, B. L. & Baldassarre, G. A. (2010) Fate of captive-reared and released mallards on eastern Long Island, New York. *Human-Wildlife Interactions*, 4: 266-274.
- Patterson, J. H. (1995) The North American Waterfowl Management Plan and Wetlands for the Americas programmes: a summary. *Ibis*, 137: S215-S218.
- Pearson, G. L. & Cassidy, D. R. (1997) Perspectives on the diagnosis, epizootiology, and control of the 1973 duck plague epizootic in wild waterfowl at Lake Andes, South Dakota. *Journal of Wildlife Diseases*, 33: 681-705.
- Raftovich, R. V., Wilkins, K. A., Williams, S. S., Spriggs, H. L. & Richkus, K. D. (2011) *Migratory bird hunting activity and harvest during the 2009 and 2010 hunting seasons*. U. S. Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland, USA.
- Randi, E. (2008) Detecting hybridization between wild species and their domesticated relatives, *Molecular Ecology*, 17: 285-293.
- Rhymer, J. M. (2006) Extinction by hybridization and introgression in anatine ducks. *Acta Zoologica Sinica*, 52 (Supplement): 583-585.
- Rhymer, J. M. & Simberloff, D. (1996) Extinction by Hybridization and Introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 83-109.
- Rhymer, J. M., Williams, M. J. & Braun, M. J. (1994) Mitochondrial analysis of gene flow between New Zealand mallards (*Anas platyrhynchos*) and grey ducks (*A. superciliosa*). *The Auk*, 111: 970-978.
- Robert, A. (2009) Captive breeding genetics and reintroduction success. *Biological Conservation*, 142: 2915-2922.
- Schladweiler, J. L. & Tester, J. R. (1972) Survival and behavior of hand-reared mallards in the wild. *The Journal of Wildlife Management*, 36: 1118-1127.

- Sellers, R. A. (1973) Mallard releases in understocked prairie pothole habitat. *The Journal of Wildlife Management*, 37: 10-22.
- Slabeyová, K., Ridzoň, J., Karaska, D., Topercer, J. & Darolová, A. (2011) *Správa zo zimného sčítania vodného vtáctva na Slovensku 2009/10*. SOS/BirdLife Slovensko, Bratislava.
- Soutiere, E. C. (1989) Survival rates of hand-reared mallards released on 2 private farms. *The Journal of Wildlife Management*, 53: 114-118.
- Söderquist, P., Gunnarsson, G. & Elmberg, J. (2012) Longevity and migration distance differ between wild and hand-reared mallards in Northern Europe. In: Musilová, Z., Musil, P. & Hearn, R., eds. (2012): *The 3rd Pan-European Duck Symposium: Abstract book and programme*. Czech University of Life Sciences, Prague, 7.
- Stanton, J. D., Soutiere, E. C. & Lancia, R. A. (1992) Survival and reproduction of game-farm female mallards at Remington farms, Maryland. *Wildlife Society Bulletin*, 20: 182-188.
- Stunden, C. E., Bluhm, C. K., Cheng, K. M. & Rajamahendran, R. (1999) Factors affecting reproductive performance in captive mallard ducks. *Theriogenology*, 52: 435-446.
- Šťastný, K., Bejček, V. & Hudec, K. (2006) *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001-2003*. Aventinum, Praha.
- Točka, I. (1972) Možnosti chovu polodivokých kačic v podmienkach Slovenska. *Folia venatoria*, 2: 329-335.
- USFWS (2003) *Review of captive-bred mallard regulations on shooting preserves*. Division of Migratory Bird Management, U. S. Fish and Wildlife Service, Washington D. C., USA.
- USFWS (2012a) Federal Duck Stamp Office [online]. [cit. 2012-08-26]. Dostupné z WWW: <http://www.fws.gov/duckstamps/stamps.htm>.
- USFWS (2012b) *Waterfowl population status, 2012*. U. S. Department of the Interior, Washington, D. C., USA.
- Vašák, P. (2008) *Drůbež a její chov v ilustracích Pavla Procházky*. Aventinum, Praha.
- Vyhlička, S. (2001) Poznatky z chovu a lovu polodivoké kachny březňáčky MS Budislav, Abstrakt z konference „Pernatá zvěř 2001“.
- Wetlands International (2006) *Waterbird Population Estimates – Fourth Edition*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Williams, C. L., Brust, R. C., Fendley, T. T., Tiller, G. R. & Rhodes, O. E. (2005) A comparison of hybridization between mottled ducks (*Anas fulvigula*) and mallards (*A. platyrhynchos*) in Florida and South Carolina using microsatellite DNA analysis. *Conservation Genetics*, 6: 435-453.
- Williams, S. E. & Hoffman, E. A. (2009) Minimizing genetic adaptation in captive breeding programs: A review. *Biological conservation*, 142: 2388-2400.
- Williams, B. K. & Johnson, F. A. (1995) Adaptive management and the regulation of waterfowl harvests. *The Wildlife Society Bulletin*, 23: 430-436.
- Woodworth, L. M., Montgomery, M. E., Briscoe, D. A. & Frankham, R. (2002) Rapid genetic deterioration in captive populations: causes and conservation implications. *Conservation Genetics*, 3: 277-288.
- Yerkes, T. & Bluhm, C. (1998) Return rates and reproductive output of captive-reared female mallards. *The Journal of Wildlife Management*, 62: 192-198.
- Zasdil, P. (2001) *Ptačí budky a další způsoby zvyšování hnízdních možností ptáků*. Český svaz ochránců přírody, Praha.
- Zbořil, J., Košík, J. Čížková, D. (2007) *Podpora přírodních populací kachny divoké a ohrožených druhů kachnovitých ptáků*. Metodická příručka, Okresní myslivecký spolek ČMMJ Olomouc.